



Hinc patriam sustinet

**Instituto Superior de Agronomia
Universidade de Lisboa**



AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DAS ZONAS HÚMIDAS CONSTRUÍDAS: ESTUDO DE CASO BARROCA D'ALVA

José Ricardo Martins Botequilha

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientador: Doutora Maria Margarida da Costa Ferreira Correia de Oliveira

Coorientador interno: Doutora Elizabeth da C. N. F. D'Almeida Duarte

Coorientador externo: Engenheira Cristina Maria Gameiro Caldas

Júri:

Presidente: Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso, Professora Associada com Agregação do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Vogais: Doutora Maria Odete Pereira Torres, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Doutora Maria Margarida da Costa Ferreira Correia de Oliveira, Assistente da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Santarém, orientadora.

Mestre Marisa Isabel Lameiras da Silva, na qualidade de especialista

Licenciada Cristina Maria Gameiro Caldas, coorientadora, na qualidade de especialista

AGRADECIMENTOS

Um trabalho desenvolvido numa dissertação de mestrado envolve muito mais do que a minha dedicação e empenho, mas também a preciosa ajuda e apoio de diversas pessoas que permitiram chegar até aqui.

À minha orientadora Mestre Margarida Oliveira por todo o apoio prestado, por toda a motivação que me foi dando e pelo constante rigor e exigência durante a elaboração desta dissertação, à medida que se aproximava do fim.

À minha coorientadora interna, mas não menos importante, Dra. Elizabeth Duarte, pelo apoio incondicional e motivação dado desde a escolha do tema até à entrega deste documento.

À minha coorientadora externa, Eng^a Cristina Caldas, pela disponibilização das instalações da fito-ETAR da Barroca D'Alva e de toda a informação necessária para o trabalho de campo. Aos funcionários desta autarquia pelo apoio técnico e explicações prestadas.

À Eng^a Ana Carla Silva pela disponibilidade na análise dos parâmetros microbiológicos

À Eng^a Ana Rita, ao Sr Domingos Figueiredo e à D. Lurdes pela ajuda, paciência e disponibilidade ao longo de todo o trabalho.

Ao Exmo. Sr. Chefe de Estado-Maior da Força Aérea, General Luís Araújo pela autorização de acesso aos dados meteorológicos da região. À Base-Aérea nº6, na pessoa do Sargento Neves e Capitão Catarina Cerqueira, pela atenção e disponibilidade para os necessários esclarecimentos acerca dos dados.

Aos meus familiares que me acompanharam e ajudaram desde o início deste processo e perceberam o porquê de ligar o computador instantes depois de acordar.

Aos meus amigos que sempre me apoiaram e vão continuar a apoiar e percebendo que o tempo era reduzido trocavam um café por uma ida à ETAR. Obrigado Filipa, Lévi, Pedro, Rita e Joana.

Um obrigado especial ao Miguel, por me ter motivado durante este longo processo, mesmo quando a opção mais fácil era desistir.

Um outro obrigado especial à Sofia, pela sua constante presença ao longo de quase cinco anos, companheira de muita brincadeira, confidente e colega nas longas horas de estudo.

RESUMO

As zonas húmidas construídas (ZHC) são adequadas a locais descentralizados com elevados benefícios económicos e ambientais, face à utilização de processos de tratamento de efluentes convencionais com custos muito elevados e necessidade de supervisão técnica.

Esta tecnologia alternativa consiste em sistemas artificiais que reproduzem os processos que ocorrem na depuração de águas, em zonas húmidas naturais. O mecanismo consiste na passagem de água residual através de um meio poroso, plantado com macrófitas, com o objetivo de garantir a remoção de poluentes.

O presente trabalho teve como objetivo estudar o efeito da variação sazonal na remoção de poluentes durante as estações da primavera e do verão, na ZHC de Barroca D'Alva. Foi também objeto de estudo a avaliação do desempenho da referida ZHC após episódios pontuais de aumento de concentração do afluente.

O desempenho do sistema de tratamento permitiu o cumprimento da legislação vigente, para descarga no meio recetor natural. No período de primavera as eficiências de remoção foram de 40% para sólidos suspensos totais, 97% para carência bioquímica de oxigénio a 5 dias, 60% para o fósforo, superior a 90% para o azoto e 99% para os microrganismos patogénicos. No verão as eficiências de remoção foram de 66,6% para sólidos suspensos totais, 98% para carência bioquímica de oxigénio a 5 dias, 80% para o fósforo, superior a 90% para o azoto e 99% para os microrganismos patogénicos.

Apesar do sobredimensionamento da ZHC foram garantidas elevadas eficiências na remoção de poluentes.

Palavras-chave: Zonas Húmidas Construídas, Variações sazonais, tratamento de águas residuais domésticas, picos de concentrações.

ABSTRACT

Constructed Wetlands (CW) are suitable for rural areas with high environmental and cost-benefits compared with conventional treatment systems for wastewater due to its high construction cost and need for continuously technical supervision.

This alternative technology consists on man-made system that reproduces the processes that occur during the water purification in natural wetlands. The wastewater flows through the porous medium under the surface of the beds which are planted with macrophytes ensuring the removal of pollutants.

The present work aimed to study the effect of seasonal variation on the removal of pollutants during spring and summer in CW of Barroca D'Alva. This work also studies the buffering capacity of the wetland after a series of increment of organic loading rate at Barroca D'Alva.

In spring the removal efficiencies obtained were 40% for total suspended solids (TSS), 97% for biochemical oxygen demand in 5 days (BOD₅), 60% for soluble phosphorus, more than 90% for nitrogen and 99% for pathogen. The summer season showed better results (66.6% for SST, 98% for BOD₅, 80% for soluble phosphorus, more than 90% for nitrogen and 99% for pathogen).

Despite the over sizing of CW it showed high efficiency in removing pollutants. The concentrations of pollutants in the discharge site were below the Portuguese standards.

Keywords: Constructed Wetlands, Seasonal variations, domestic wastewater treatment, concentrations peaks

EXTENDED ABSTRACT

In recent years the population has been growing which has led to a higher pressure on natural resources and has harmful consequences for the quantity and quality of the existing water. The increasing in water consumption generated a greater volume of effluent that requires a suitable treatment.

The geographical dispersion of this population it's not equal which lead to high density areas and rural areas. The high density areas have conventional wastewater treatment that needs technical support and has higher construction costs although they are cost effective. However the conventional systems aren't suitable for low density areas where have been implemented extensive treatment techniques like lagoons or in recent years, constructed wetlands.

This alternative technology consists on man-made system that reproduces the processes that occur during the water purification in natural wetlands. The wastewater flows through the porous medium under the surface of the beds which are planted with macrophytes ensuring the removal of pollutants.

The use of constructed wetlands for wastewater treatment has been increasing in the last decades although in Portugal it is still recent and it's suitable for rural Portuguese areas due to Mediterranean climate and the extensive available areas.

The present work started on 22 January and ended on 2 August 2013. Its aim is to study the effect of seasonal variation on the removal of pollutants during spring and summer in constructed wetland of Barroca D'Alva. In the summer campaign a series of organic loading peaks occurred at Barroca D'Alva studios which increased the concentration of pollutants in influent wastewater and allowed the buffering capacity evaluation.

The organic matter, nitrogen, phosphorus and microorganisms were analyzed before the primary treatment with the septic tank, after the septic tank treatment and in the discharge place.

In spring the removal efficiencies obtained were 40% for total suspended solids (TSS), 97% for biochemical oxygen demand in 5 days (BOD_5), 60% for soluble phosphorus, more than 90% for nitrogen and 99% for pathogen. The summer season showed better results (66.6% for SST, 98% for BOD_5 , 80% for soluble phosphorus, more than 90% for nitrogen and 99% for pathogen).

Despite the over sizing of CW it showed high efficiency in removing pollutants. The concentrations of pollutants in the discharge site were below the Portuguese standards.

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS	i
RESUMO	ii
ABSTRACT	iii
EXTENDED ABSTRACT	iv
ÍNDICE GERAL	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE TABELAS	viii
LISTA DE ABREVIATURAS	ix
1. Introdução	1
1.1. Objetivo	1
1.2. Enquadramento e oportunidade do tema	1
1.3. Estrutura da dissertação	2
2. Caracterização das Zonas Húmidas	3
2.1. Zonas Húmidas Naturais	3
2.2. Zonas Húmidas Construídas	4
2.2.1. Perspectiva histórica	4
2.2.2. Relevância em Portugal	5
2.2.3. Componentes do sistema de tratamento	6
2.2.4. Tipologia de tratamento	7
2.2.5. Plantas utilizadas	8
2.2.5.1. Macrófitas flutuantes	9
2.2.5.2. Macrófitas submersas	10
2.2.5.3. Macrófitas enraizadas de folhas flutuantes	10
2.2.5.4. Macrófitas emergentes	11
2.2.6. Tipos de escoamento	12
2.2.6.1. Escoamento Superficial	12
2.2.6.1.1. Escoamento Subsuperficial	12
2.2.6.1.1.1. Escoamento Subsuperficial Horizontal	12
2.2.6.1.1.2. Escoamento Subsuperficial Vertical	13

2.2.6.2.	Sistemas híbridos.....	14
2.2.7.	Mecanismos de remoção de poluentes	14
2.2.8.	Vantagens.....	16
2.2.9.	Limitações	17
2.2.10.	Dimensionamento	17
2.2.11.	Balanço hidráulico	18
2.2.12.	Operação, manutenção e custos associados.....	19
3.	Material e métodos	21
3.1.	Caraterização do estudo de caso.....	21
3.2.	Período e frequência de monitorização.....	24
3.3.	Caraterização físico-química e microbiológica da água residual	26
4.	Resultados e discussão	28
5.	Conclusões e perspectivas para trabalho futuro	43
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		45
ANEXOS.....		50
Anexo I - Evolução do ciclo vegetativo na espécie <i>Phragmites australis</i> na ZHC de Barroca D’Alva.		51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Zona Húmida Natural	3
Figura 2.2 – Sistema de tratamento de águas residuais por zonas húmidas construídas	4
Figura 2.3 – Evolução do número de ZHC em Portugal.....	6
Figura 2.4 – Características de diversas zonas húmidas construídas	8
Figura 2.5 – Representação esquemática da posição relativa das macrófitas na coluna de água.....	9
Figura 2.6 – Representação esquemática de ZHC-ES com macrófitas flutuantes.....	10
Figura 2.7 – Representação esquemática de ZHC-ES, com plantas submersas	10
Figura 2.8 – Representação esquemática de ZHC-ES, com macrófitas enraizadas de folhas flutuantes.....	10
Figura 2.9 – Representação esquemática de ZHC-ES, com macrófitas emergentes	11
Figura 2.10 – Caniço (<i>Phragmites australis</i>)	11
Figura 2.11 – Representação esquemática de ZHC-ESSH, com macrófitas emergentes	13
Figura 2.12 – Representação esquemática de ZHC- ESSV descente (a) e invertido (b).....	14
Figura 2.13 – Balanço hidráulico de uma zona húmida construída	19
Figura 2.14 – Proporção dos custos das ZHC- ESS em Portugal.....	20
Figura 3.1 – Planta da zona húmida construída situada na herdade da Barroca D’Alva.	21
Figura 3.2 – Representação esquemática do processo de tratamento na ZHC de Barroca D'Alva	22
Figura 3.3 – Esquema de tratamento dos efluentes na ZHC de Barroca D'Alva	23
Figura 3.4 – Locais de amostragem.....	24
Figure 1 – Treatment process of Barroca D'Alva constructed wetland and sampling sites.....	29
Figure 2 – Meteorological data in spring and summer campaigns.....	31
Figure 31 – Average BOD ₅ concentrations of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods in HSSF CW at Barroca D’Alva.....	34
Figure 42 – Average TKN concentrations of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods in HSSF CW at Barroca D’Alva.....	35
Figure 53 – Average N-NH ₄ ⁺ concentrations of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods in HSSF CW at Barroca D’Alva.....	36
Figure 64 – Average soluble phosphorus concentrations of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods in HSSF CW at Barroca D’Alva.....	37
Figure 7- Average <i>E. coli</i> and <i>Enterococcus</i> concentration of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods at BDA-CW.....	38

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 – Valores médios para parâmetros de zonas húmidas construídas em Portugal.	6
Tabela 2.2 – Processos de remoção dos poluentes em ZHC.....	15
Tabela 2.3 – Eficiências de remoção de constituintes de águas residuais domésticas em ZHC.....	16
Tabela 3.1- Parâmetros técnicos da ZHC de Barroca D’Alva.....	23
Tabela 3.2 – Periodicidade de amostragem da fase de primavera.	25
Tabela 3.3 – Periodicidade de amostragem da fase de verão.	25
Tabela 3.4 – Métodos de análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.	26
Table 1 – Technical parameters of Barroca D'Alva Constructed Wetland.....	30
Table 2 –Average concentrations in spring and summer phase.....	32
Table 3 – Removal efficiencies in spring and summer in septic tank and wetland cells.....	33

LISTA DE ABREVIATURAS

C_a	Caudal afluente
C_e	Caudal efluente
CBO₅	Carência bioquímica de oxigénio a 5 dias
CQO	Carência química de oxigénio
CE	Condutividade elétrica
EPA	Environmental protection agency
ET	Evapotranspiração
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais
ETP	Evapotranspiração potencial
EUA	Estados Unidos da América
ha	Hectares
HE	Habitantes Equivalentes
I	Infiltração
MAOTDR	Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional
Nk	Azoto Kjeldahl
N-NH₄⁺	Azoto na forma amoniacal
N-Tot	Azoto total
P	Precipitação
PEAASAR	Plano estratégico de abastecimento de água e saneamento de águas residuais
PEAD	Polietileno de alta densidade
P-Tot	Fósforo total
Q_a	Caudal afluente
Q_d	Caudal diário
Q_e	Caudal efluente
RZM	Root zone method
SST	Sólidos suspensos totais
SSVT	Sólidos voláteis totais
ST	Sólidos totais
SVT	Sólidos voláteis totais
ZHN	Zona húmida natural
ZHC	Zona húmida construída
ZHC-ES	Zona húmida construída com escoamento superficial
ZHC-ESS	Zona húmida construída com escoamento subsuperficial
ZHC-ESSH	Zona húmida construída com escoamento subsuperficial horizontal
ZHC-ESSV	Zona húmida construída com escoamento subsuperficial vertical

1. Introdução

1.1. Objetivo

A utilização de zonas húmidas construídas para o tratamento de águas residuais domésticas surgiu em meados do séc. XX, graças ao trabalho de Käthe Seidel. Na década de 50, esta investigadora tirou partido das capacidades depurativas das plantas em estudo, utilizando-as no tratamento de efluentes domésticos. Começou assim, a aplicação desta tecnologia que utiliza os processos naturais que envolvem a vegetação, os solos e as associações microbiológicas para o tratamento de efluentes (Vymazal, 2010).

Com o desenvolvimento desta tecnologia, foi possível aplicar estes sistemas de tratamento a efluentes industriais (desde efluentes de minas a efluentes da indústria petroquímica, passando pelas diversas indústrias agro-alimentares), efluentes de produção agrícola, lixiviados de aterro, autoestradas e aeroportos, porém os mais utilizados são os efluentes domésticos (Vymazal, 2009b).

Relativamente ao tratamento de águas residuais domésticas, estes sistemas têm demonstrado ao longo de vários estudos a sua eficácia, durante um curto intervalo de tempo, ou ao longo de vários anos, apesar do seu desempenho sazonal (Duarte *et al.*, 2010, Vymazal, 2009a).

O presente estudo pretende comparar o desempenho de zonas húmidas construídas, à escala real, nos períodos de primavera e verão e avaliar a resposta a episódios pontuais de aumento de concentração do afluente.

Os dados utilizados na elaboração da presente dissertação resultaram da monitorização de uma zona húmida construída à escala real, na região de Alcochete, durante o período de 22 de janeiro a 2 de agosto.

1.2. Enquadramento e oportunidade do tema

A diretiva n.º 91/271/CE de Maio de 1991 relativa ao tratamento de águas residuais estabelece que, para comunidades com menos de 2000 HE, onde se efetue a descarga dos efluentes em meio natural ou estuários, são obrigadas a um tratamento de águas residuais (Nogueira *et al.*, 2006).

De modo a dar resposta a esta obrigatoriedade, foi estabelecido o Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR), para o período de 2000-2006. Este documento estipula coberturas de 95% da população servida com água potável no domicílio e 90% da população servida com saneamento de águas residuais urbanas. Estas taxas, previstas no PEAASAR 2000-2006, não foram atingidas no prazo definido sendo que as projeções apontavam para níveis de atendimento à população de 93% no abastecimento e 80% em tratamento de águas residuais.

O balanço da implementação durante o período 2000-2006 demonstra que, além dos progressos alcançados, persistiam, por resolver, questões no sector da água que obrigavam a uma definição estratégica futura. Surge, assim, o PEAASAR II para o período 2007-2013 com os mesmos objetivos relativos ao saneamento de águas residuais (MAOTDR, 2007).

Os investimentos efetuados no âmbito destes programas, contemplaram regiões densamente povoadas, de modo a otimizar o custo/benefício destas unidades de tratamento. Porém, devido à dispersão geográfica que se verifica no país não se torna economicamente viável centralizar os sistemas de tratamento. A necessidade da implementação de sistemas descentralizados que garantam a proteção do ambiente e da saúde

pública é um dos objetivos do PEAASAR II (Nogueira *et al.*, 2006; MAOTDR, 2007). Todavia, os recursos humanos e financeiros disponíveis, em regiões com população reduzida ou geograficamente dispersa, não são suficientes para garantir a correta operação e manutenção de sistemas de tratamento convencionais (Galvão, 2009). É nesta conjuntura que surgem as zonas húmidas construídas.

A tecnologia de zonas húmidas construídas para o tratamento de águas residuais é ainda recente, em Portugal (anos 70) e tem características que a pode tornar numa opção largamente utilizada. Estes sistemas têm uma reduzida necessidade de operação e manutenção, devido aos processos naturais que ocorrem. As elevadas eficiências de remoção de poluentes que se verificam, nestes sistemas, e os reduzidos encargos financeiros para os proprietários/ gestores são outras das vantagens associadas a estes sistemas.

Todas estas características tornam esta tecnologia numa opção preferencial para o tratamento de águas residuais de casas unifamiliares ou, até mesmo, de pequenas comunidades populacionais.

1.3. Estrutura da dissertação

A presente dissertação é constituída por 5 capítulos, que são discriminados de seguida.

No capítulo 1 é feita uma introdução ao tema em estudo, definem-se os objetivos a alcançar sendo também referido o enquadramento e a estrutura da dissertação.

O capítulo 2 consiste na revisão bibliográfica, onde são apresentadas as zonas húmidas construídas, com foco para as suas características tais como tipos de escoamento, vegetação associada e mecanismos de remoção. São referidas também vantagens e limitações da sua aplicação, assim como critérios para o dimensionamento e custos associados.

No capítulo 3 procede-se a uma caracterização do local onde se desenvolveu o trabalho experimental do estudo de caso, assim como o plano de monitorização estabelecido para a elaboração do trabalho de campo.

O capítulo 4 remete para o artigo científico, a ser publicado na revista da especialidade (Journal of Environmental Sciences) onde são expostos os resultados obtidos.

O capítulo 5 inclui uma síntese das diversas conclusões obtidas no trabalho, assim como as perspetivas para uma continuação de estudos na área das zonas húmidas construídas.

No anexo I são apresentadas uma seleção de fotografias retiradas no local em estudo, que evidenciam o ciclo vegetativo da planta.

2. Caracterização das Zonas Húmidas

2.1. Zonas Húmidas Naturais

As Zonas Húmidas Naturais (ZHN) são locais transitórios entre os sistemas terrestres e aquáticos, que estão inundados durante parte ou a totalidade do ano (Figura 2.1) (Kadlec e Wallace, 2009).

Segundo a Convenção de Ramsar (1980), as ZHN são áreas de pântanos, charcos e corpos de água, estagnada ou corrente, como estuários, ilhas e áreas marinhas costeiras, com menos de seis metros de



Figura 2.1 - Zona Húmida Natural
(Fotografia do autor, tirada na herdade de Barroca D'Alva, Alcochete).

profundidade. De acordo com a mesma convenção é definido “local Ramsar” como superfície com importância nacional e/ou internacional reconhecida. Estes locais ocupam uma área de 205 252 019 hectares no mundo e em Portugal existem 31 “locais Ramsar” que totalizam uma área de 132 487 ha. Em Portugal, estes ecossistemas podem ser também designados por pântanos, mangais, pauis, entre outros (Dias et al., 2000).

As ZHN podem variar bastante devido a fatores como tipo de solo, topografia, clima, hidrologia, vegetação e a intervenção humana (Kadlec e Wallace, 2009).

Estes locais caracterizam-se por uma intensa atividade biológica, pois funcionam como habitat para diversas espécies. Apresentam também uma elevada capacidade de depuração, que permite transformar poluentes comuns das águas residuais em subprodutos inofensivos, graças à energia natural do sol, vento e biota (Kadlec, 2003; Kadlec e Wallace, 2009). Deste modo, tornaram-se locais de descargas não controladas de efluentes ao longo dos tempos, verificando-se degradações irreversíveis em muitas áreas húmidas (Vymazal, 2003a).

Surgiram então mais tarde, os primeiros passos para a implementação de zonas húmidas construídas para o tratamento de águas residuais, tendo em conta os processos de autodepuração que ocorrem nas massas hídricas naturais.

2.2. Zonas Húmidas Construídas

As Zonas Húmidas Construídas (ZHC) são sistemas de tratamento de águas residuais, projetados de modo a tirar partido dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem naturalmente, contudo num ambiente mais controlado (Figura 2.2) (Haberl, 2003; Wallace e Knight, 2006; Vymazal, 2010).

Consistem numa bacia de pequena profundidade (geralmente menos de um metro), com macrófitas aquáticas e são por norma impermeabilizadas para evitar a infiltração e contaminação das águas subterrâneas. Possuem estruturas que controlam a direção do fluxo, tempo de retenção hidráulico e nível de água. Estes sistemas operam com caudais relativamente estáveis, em contraste com as grandes variações que se verificam nas ZHN, cujo caudal está fortemente relacionado com a precipitação. As elevadas cargas de sólidos suspensos, matéria orgânica entre outros, que se verificam nestes sistemas não ocorreriam em condições naturais (Dias, 1998; Relvão, 1999; EPA, 2000).



Figura 2.2 – Sistema de tratamento de águas residuais por zonas húmidas construídas. ETAR do Ferro (Covilhã)
(Fonte: <http://freguesiadoferro.blogspot.pt>).

As ZHC podem ser classificadas de acordo com a vegetação dominante e em função do seu tipo de escoamento: superficial ou subsuperficial, podendo este último ser ainda dividido em horizontal ou vertical, consoante a direção do fluxo (Vymazal, 2010).

Inicialmente a principal aplicação desta tecnologia prendeu-se com o tratamento de águas residuais urbanas, mas atualmente a sua utilização é estendida a efluentes pluviais, industriais e agrícolas (Canais Seco, 2008).

Esta tecnologia pode ter várias designações nomeadamente “leitos de macrófitas”, “fito-ETAR”, “fito-lagunagem”, “ETAR através de plantas” entre outras. Na terminologia anglo-saxónica designações como “constructed wetlands”, “treatment wetlands” e “engineered wetlands” são também utilizadas, sendo mais frequente as duas primeiras (Haberl, 2003; Amado, 2007).

2.2.1. Perspectiva histórica

Na Alemanha, em 1952, Käthe Seidel adaptou pela primeira vez processos que ocorrem em ZHN ao tratamento de águas residuais. A cientista alemã começou por investigar a capacidade de purificação de águas residuais através de vegetação. Desenvolveu sistemas de escoamento vertical seguido de escoamento horizontal com leitos compostos por material grosseiro (areia e brita) e cobertos por macrófitas emergentes.

Seidel obteve resultados favoráveis na remoção de poluentes e o seu trabalho recebeu o nome do instituto para o qual trabalhava – *Max Planck Institute Process*. Estes sistemas foram a base para o desenvolvimento de sistemas híbridos no final do século XX (Wallace e Knight, 2006; Campos Oliveira, 2007; Kadlec e Wallace, 2009; Vymazal, 2010).

Nos anos 60, Seidel iniciou uma colaboração com o especialista em solos Roland Kickuth da Universidade de Gottingen, o qual propôs o uso de solos com textura mais fina, cobertos por *Phragmites australis* e com fluxo horizontal (Vymazal, 2006). Nesta ótica, o desenvolvimento e morte das raízes e rizomas das plantas abriam canais melhorando a condutividade hidráulica do solo, ficando esta técnica conhecida como Root-Zone Method (RZM) (Wallace e Knight, 2006; Campos Oliveira, 2007; Kadlec e Wallace, 2009; Vymazal 2010). Esta colaboração terminou anos mais tarde devido a motivos pessoais e as duas escolas trabalharam uma contra a outra, produzindo informações contraditórias (Vymazal, 2006).

Em 1967, foi construída na Holanda a primeira ZHC com escoamento superficial (ZHC-ES), com uma área de um ha e em forma de estrela (Kadlec e Wallace, 2009).

Contudo os sistemas de escoamento superficial não se difundiram muito na Europa, predominando os sistemas com escoamento subsuperficial, ao contrário do que aconteceu nos Estados Unidos da América (EUA) (Vymazal, 2006, 2009a; Kadlec e Wallace, 2009). Apesar da falta de adesão, existem ainda países europeus como a Suécia e a Dinamarca com ZHC-ES ainda em funcionamento (Vymazal, 2006).

Em 1974, entrou em funcionamento a primeira ZHC com o RZM, para tratar águas residuais municipais da comunidade de Liebenburg-Othfresen, na Alemanha (Kadlec e Wallace, 2009).

Um ano depois, foram implantadas duas ZHC em Inglaterra, onde são denominadas por “*reed bed treatment system*”, pois a macrófita regularmente utilizada é *Phragmites australis* – “*Common reed*”, segundo a designação anglo-saxónica (Vymazal, 2003a, 2009a).

De um modo geral, os sistemas de escoamento horizontal difundiram-se melhor do que os de escoamento vertical, devido a uma menor operação e manutenção (Vymazal, 2010).

Durante a década de 80 surgiram em vários países europeus sistemas híbridos, que se baseavam nas experiências iniciais de Seidel.

Nos anos 90, esta tecnologia tinha-se tornado numa alternativa preferencial para o tratamento de águas residuais de pequenas comunidades populacionais (Kadlec e Wallace, 2009).

2.2.2. Relevância em Portugal

Na década de 70 foram dados os primeiros passos na implementação de ZHC em Portugal, com uma construção na região de Viseu e outra no Instituto Politécnico de Faro (Dias, 1998). Porém, o maior interesse surgiu no princípio dos anos 90, com a visita de Käthe Seidel, onde mostrou as vantagens destes sistemas no tratamento de águas residuais. A vinda de Kickuth a Portugal para a criação de uma empresa que implementava ZHC também promoveu a divulgação desta tecnologia.

Em 1993, em Estarreja, Aveiro, foi construída a primeira ZHC com escoamento vertical, para tratamento de águas residuais industriais e desde aí, surgiram diversos sistemas inclusive para pequenos aglomerados e residências individuais (Dias e Dias, 2003; Amado 2007).

Em 2003 existiam 128 ZHC, em 2005 esse número atingiu as 150 e um ano mais tarde ascendeu a 300 (Figura 2.3). A maioria destes sistemas trata efluentes domésticos com uma população equivalente que pode variar de 2 até 12 000 (Dias *et al.*, 2006; Kadlec e Wallace, 2009). A área média das ZHC em Portugal é de 850 m² com a maior a atingir 13 000 m² e a mais pequena 5 m² (Tabela 2.1) (Dias e Dias, 2003).



Figura 2.3 – Evolução do número de ZHC em Portugal
(Adaptado de Kadlec e Wallace, 2009; Dias *et al.*, 2006).

Apesar do aumento do número de ZHC, estas não foram adaptadas às condições em que iam operar. As características de outros projetos foram consideradas dogmas e a sua simplicidade, aliada a poucos custos de manutenção, levou a um nível de mau tratamento e uma estagnação da tecnologia (Silva e Braga, 2006a).

A generalidade das ZHC em Portugal foram concebidas com sistemas de fluxo subsuperficial horizontal, tendo a maioria como objetivo o tratamento secundário. Apenas alguns sistemas têm fluxo vertical ou foram concebidos para tratamento terciário (Campos Oliveira, 2007).

Na Tabela 2.1 são referidos valores médios para os parâmetros de dimensionamento em Portugal.

Tabela 2.1 – Valores médios para parâmetros de zonas húmidas construídas em Portugal
(Adaptado de Dias *et al.* 2006)

Parâmetros	Valores médios em Portugal
Área	5 – 13000 m ²
Razão Comprimento/Largura (C/L)	1 – 2,5. Existe um sistema desenhado em círculo.
Declive	0-2 %
Profundidade	0,6 – 0,8 m
Meio de enchimento	Brita, cascalho, areão grosso, seixo rolado
Vegetação	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Carex acutiformis</i> , <i>Iris pseudocorus</i> e <i>Cyperus spp.</i>

2.2.3. Componentes do sistema de tratamento

As ZHC tentam simular os processos que ocorrem na natureza através de diversos componentes, como a água, a vegetação, o substrato, os microrganismos, entre outros, de modo a obter uma maior eficiência na remoção dos poluentes.

O meio hídrico proporciona habitat para organismos aquáticos como peixes, algas, micróbios ou plantas flutuantes e realiza a interligação de todas as funções do sistema. Pequenas alterações no regime hidrológico podem originar efeitos significativos num terreno alagado artificialmente e na sua capacidade de tratamento (Campos Oliveira 2007; Mavioso, 2010).

A presença de vegetação reduz a velocidade da água, criando melhores condições para a sedimentação de sólidos suspensos. O crescimento de raízes dentro do meio de enchimento influencia a decomposição de matéria orgânica e previne a colmatção do leito. O oxigénio libertado pelos órgãos radiculares permite uma oxigenação da rizosfera criando condições para desenvolvimento de biofilme (Brix, 1997; 2003). A vegetação das ZHC deve ser dominante no local, resistente a pragas e doenças, com crescimento rápido, prosperando em ambientes anaeróbios. Deve também ter raízes ou rizomas com uma área superficial elevada para a instalação da população microbiana, assim como um transporte eficiente de oxigénio para a zona radicular (Oliveira, 1995; Wallace e Knight, 2006; UN-HABITAT, 2008).

O meio de enchimento do leito suporta os organismos que nele vivem, permite o armazenamento de muitos poluentes e garante área superficial para o crescimento microbiológico. Além disso, é nele que ocorrem muitas transformações químicas e biológicas (Campos Oliveira, 2007; Kadlec e Wallace, 2009). Segundo Relvão (1999) e EPA (2000), o meio de enchimento deve ter porosidade e condutividade hidráulica adequadas para não afetar o escoamento e o desempenho do sistema. Os leitos com substrato mais fino permitem uma maior eliminação de poluentes e microrganismos, contudo, exigem áreas mais extensas. Do mesmo modo, leitos mais permeáveis, com materiais grosseiros, não são tão eficazes no desenvolvimento das plantas nem na remoção, contudo suportam cargas hidráulicas mais elevadas e oferecem menores riscos de colmatção, aspeto particularmente importante nos dois primeiros anos de funcionamento (Relvão, 1999). Existem diversos materiais que constituem o meio de enchimento das ZHC sendo a Filtralite uma opção eficaz pois são alcançados níveis de eficiência maiores do que apenas com gravilha (Albuquerque *et al.*, 2010).

As funções das zonas húmidas construídas são reguladas em grande medida por microrganismos, como bactérias, fungos, protozoários e algas eucariotas. A biomassa microbiológica está envolvida na reciclagem de nutrientes e na transformação de substâncias orgânicas e inorgânicas em substâncias insolúveis, influenciando a capacidade de tratamento das ZHC. As populações microbiológicas também se ajustam às mudanças do afluente, crescendo exponencialmente na presença de condições favoráveis, ou reduzindo drasticamente a sua atividade em situações adversas (Campos Oliveira, 2007).

2.2.4. Tipologia de tratamento

Os processos de tratamento por ZHC são sistemas de engenharia projetadas para tirar partido dos processos que ocorrem nas zonas húmidas naturais devido à vegetação, solo ou associações biológicas, porém num meio mais controlado (Vymazal, 2003a).

As ZHC podem assim ser classificadas de acordo com os seguintes critérios: (Campos Oliveira, 2007)

- ✓ Planta utilizada (flutuante, emergente, submersa ou de folha flutuante);
- ✓ Escoamento do efluente (superficial ou subsuperficial);
- ✓ Efluente tratado (doméstico, industrial, entre outros);

- ✓ Nível de tratamento pretendido (primário, secundário ou terciário);

Na Figura 2.4 a representação esquemática permite sintetizar as principais diferenças das ZHC.

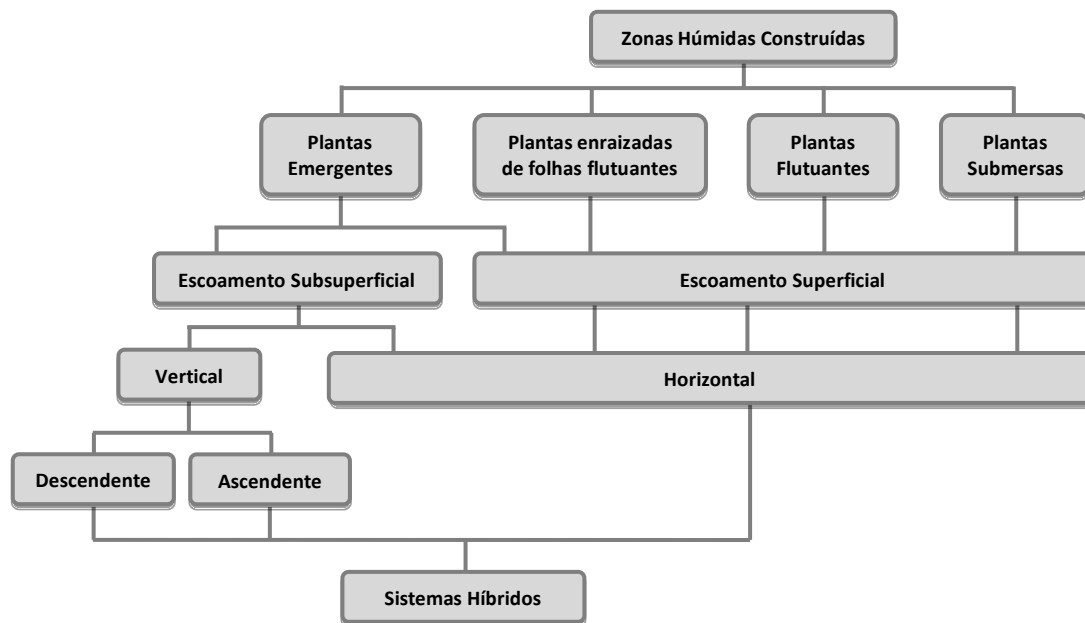


Figura 2.4 – Características de diversas zonas húmidas construídas.
(Adaptado de Wallace e Knight, 2006; Vymazal, 2010)

2.2.5. Plantas utilizadas

As plantas utilizadas em ZHC são macrófitas, cujo termo engloba plantas vasculares e vegetação aquática. Pode ser também utilizada a designação hidrófitas, dado que o seu ciclo vegetativo está fisiologicamente ligado à água. São plantas macroscópicas que incluem macroalgas, líquenes, briófitos, pteridófitas e plantas superiores (Moreira, 1998; Oliveira, 2008).

Existe uma grande variedade de macrófitas que surgem nas ZHN, podendo ser classificadas, de acordo com a sua morfologia, em quatro grupos:

- ✓ **Macrófitas flutuantes** – plantas que flutuam à superfície da água, com a maior parte dos caules e folhas emersos, não estando fixas ao substrato.
- ✓ **Macrófitas submersas** – plantas fixas ao substrato ou em suspensão na água, com os órgãos vegetativos totalmente submersos, podendo, por vezes, os órgãos reprodutores estar à superfície ou acima dela.
- ✓ **Macrófitas enraizadas com folhas flutuantes** – plantas enraizadas ao substrato mas com folhas à superfície. Surgem em ambientes com profundidades de água que variam entre 0,5 a 3 m.
- ✓ **Macrófitas emergentes** – plantas enraizadas no solo, com a maior parte das folhas e caules fora de água. Surgem nas margens dos cursos e massas de água, em solos onde o nível de água está 0,5 m abaixo da superfície do solo, até à submersão do sedimento com aproximadamente 1,5 m de água.

As macrófitas flutuantes, submersas e enraizadas com folhas flutuantes, apenas existem em sistemas de escoamento superficial, enquanto as macrófitas emergentes podem surgir em sistemas de escoamento superficial e subsuperficial (Brix, 2003; Amado, 2007; Kadlec e Wallace, 2009).

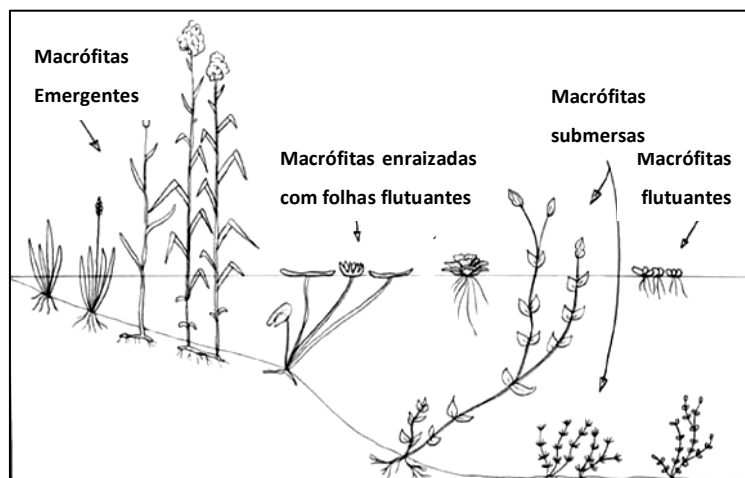


Figura 2.5 – Representação esquemática da posição relativa das macrófitas na coluna de água (Adaptado de Campos Oliveira, 2007).

2.2.5.1. Macrófitas flutuantes

As raízes submersas das macrófitas flutuantes fornecem uma área considerável para os microrganismos a ela associados, aumentando assim o potencial de decomposição de poluentes.

Estas plantas flutuantes são muito diversas na sua forma e no seu habitat, variando desde grandes plantas com flor e raízes submersas bem desenvolvidas, como o jacinto de água (*Eichhornia crassipes*) a plantas minúsculas com poucas ou nenhuma raiz como a lentilha de água (*Lemna minor*) ou *Azolla* (Brix e Schierup, 1989; Oliveira, 2006).

Esta vegetação tem de ser removida do leito, pois a sua decomposição pode libertar os nutrientes novamente na água (Vymazal, 2003a).

As capacidades de reprodução e de captação de nutrientes da lentilha de água e do jacinto de água podem ser semelhantes, porém a primeira tem uma elevada dispersão e capacidade de crescer em climas mais frios. No caso das lentilhas de água estima-se que existam cerca de 100 estações de tratamento com esta tecnologia (Vymazal, 2003a; Leng, 1999). No que respeita à *Azolla*, apesar de esta planta apresentar maior sensibilidade ao fotoperíodo, permite remoções de fósforo da ordem de 40 a 60% em águas residuais domésticas (Costa *et al.*, 2001) e de 90-95% em águas residuais da indústria cervejeira (Oliveira, 2006).

Os elevados custos de operação e manutenção têm vindo a impedir a propagação de ZHC com macrófitas flutuantes. (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

A Figura 2.6 mostra como este tipo de macrófitas é utilizado em ZHC.

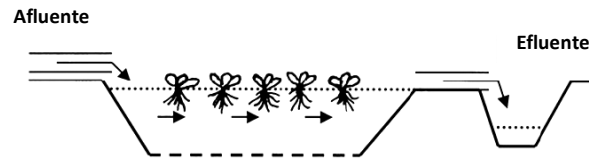


Figura 2.6 – Representação esquemática de ZHC-ES com macrófitas flutuantes (Adaptado de Vymazal, 2003).

2.2.5.2. Macrófitas submersas

As macrófitas submersas têm por norma o seu tecido foliar totalmente submerso, contudo algumas espécies podem ter órgãos aéreos (Moreira, 1998; Kadlec e Wallace, 2009). As plantas submersas são envolvidas por um biofilme, que capta elevadas quantidades de nutrientes, mas que pode diminuir a incidência de radiação e impedir o crescimento da macrófita.

As plantas submersas apenas crescem em meios bem oxigenados e com turbidez baixa sendo essencialmente aplicada no refinamento de efluentes.

Após a sua morte, caso não sejam recolhidas, as plantas vão libertar os nutrientes novamente na água (Vymazal, 2003a; Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Esta tecnologia encontra-se ainda em fase experimental e a macrófita mais utilizada é *Elodea canadensis* (Vymazal, 2003a; Kadlec e Wallace, 2009).



Figura 2.7 – Representação esquemática de ZHC-ES, com plantas submersas (Adaptado de Vymazal, 2003).

2.2.5.3. Macrófitas enraizadas de folhas flutuantes

As macrófitas enraizadas de folhas flutuantes estão fixas ao substrato e as folhas mantêm-se à superfície da água, possuindo pecíolos longos, com os órgãos reprodutores flutuantes ou aéreos (Moreira, 1998).

As ZHC com estas macrófitas têm um elevado potencial para remoção de sólidos suspensos, pois as folhas à superfície minimizam a turbulência causada pelo vento, evitando a ressuspensão de material já depositado.

Dentro deste grupo de macrófitas pode-se referir a pinheirinha de água (*Myriophyllum aquaticum*) e os nenúfares (*Nymphaea sp.* e *Nuphar sp.*) (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

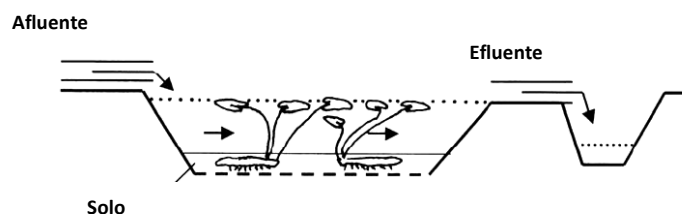


Figura 2.8 – Representação esquemática de ZHC-ES, com macrófitas enraizadas de folhas flutuantes (Adaptado de Vymazal, 2003).

2.2.5.4. Macrófitas emergentes

As macrófitas emergentes predominam, de um modo geral, nas zonas húmidas naturais. Possuem pedúnculos e folhas que emergem do lençol de água e sistemas radiculares complexos. Esta vegetação está morfológicamente adaptada a crescer em ambientes alagados devido a inúmeros espaços internos, localizados nos pedúnculos, utilizados para transporte de oxigénio para as raízes e rizomas.

São exemplos de macrófitas emergentes o caniço (*Phragmites australis*), espadanas (*Typha latifolia*), juncos (*Scirpus lacustris*) ou lírios (*Iris pseudocorus*) (Brix, 2003).

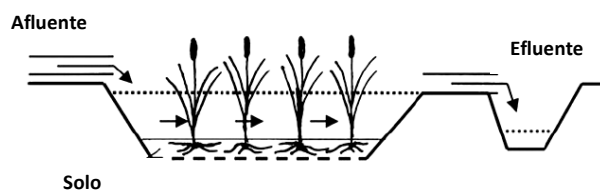


Figura 2.9 – Representação esquemática de ZHC-ES, com macrófitas emergentes (Adaptado de Vymazal, 2003).

Phragmites australis

Phragmites australis é uma gramínea com rizoma perene, encontrando-se nas margens dos cursos de água. Possui folhas com 15 a 60 cm de comprimento e panícula amarela, acastanhada ou arroxeada. O seu ciclo vegetativo inicia-se em Fevereiro em regiões quentes e em Abril/Maio em regiões mais frias. Entre Junho e Agosto atinge o pico de crescimento, podendo alcançar alturas superiores a 2 m. Entre finais do mês de Agosto e o mês de Setembro surgem os primeiros sinais de senescência observando-se, durante os meses seguintes, a progressiva secagem da parte aérea das plantas, que assim permanece até ao início do ciclo seguinte (Mavioso, 2010).

É a espécie mais utilizada na Europa, devido à sua velocidade de crescimento, desenvolvimento radicular e resistência às condições de saturação do solo. Não são atacadas por animais, como acontece com outros tipos de plantas pois apresentam um baixo valor alimentar (Canais Seco, 2008).

Esta espécie é habitualmente classificada como infestante em alguns locais naturais, evitando-se o seu uso nos EUA (Vymazal, 2003a; Kadlec e Wallace, 2009).

Segundo Hijosa-Valsero *et al.* (2012), as eficiências de remoção desta espécie podem ser superiores a 80% para CQO, a 90% para CBO₅ e SST e 50% para Azoto Kjeldahl.

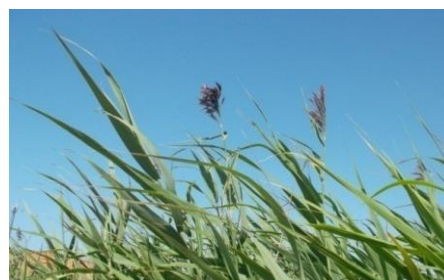


Figura 2.10 – Caniço (*Phragmites australis*)
Fotografia do autor.

2.2.6. Tipos de escoamento

2.2.6.1. Escoamento Superficial

Nas ZHC de Escoamento Superficial (ZHC-ES) a água residual desloca-se horizontalmente numa bacia, relativamente pouco profunda (0,3 a 1,0 m), com declives do leito entre 0,5 a 1,5% e impermeabilizada no fundo (Figuras 2.6 a 2.9) (Relvão, 1999; EPA 2000; Vymazal, 2003a; Oliveira, 2008). Como a profundidade e a velocidade de escoamento são reduzidas, as plantas e o meio de enchimento proporcionam condições de pistão (“plug-flow” na designação anglo-saxónica) (Vymazal, 2003a).

Este tipo de ZHC possibilita a proliferação de insetos, roedores e odores desagradáveis, podendo apresentar riscos para a saúde humana, não sendo utilizadas para tratamento secundário (Oliveira, 2008; Mavioso, 2010).

As ZHC-ES são mais adequadas em climas quentes dado que as taxas de decomposição biológica diminuem com as baixas temperaturas (Wallace e Knight, 2006). Em alguns casos, o efluente pode ser totalmente perdido por evapotranspiração ou infiltração (Kadlec, 2003).

Estes sistemas são os que mais se assemelham a ZHN devido ao seu aspeto e por servirem de habitat para diversos microrganismos, insetos, peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (Vymazal, 2003a; Kadlec e Wallace, 2009).

2.2.6.1.1. Escoamento Subsuperficial

Em Zonas Húmidas Construídas de Escoamento Subsuperficial (ZHC-ESS) o afluente desloca-se abaixo da superfície do leito, no substrato (Vymazal, 2003a).

Em sistemas com esta configuração, a forma e a escolha da vegetação podem variar, sendo de um modo geral mais importantes do ponto de vista estético do que da eficácia de tratamento (EPA, 2000).

As principais vantagens deste tipo de sistemas são a menor ocorrência de odores e insetos, visto que não existe contacto direto com a água residual, pois é mantida abaixo da superfície do leito.

Tendo em conta a direção da alimentação, as ZHC-ESS podem ser divididas em sistemas de escoamento subsuperficial horizontal (ZHC-ESSH) e sistemas de escoamento subsuperficial vertical (ZHC-ESSV) (Dias, 1998; Vymazal, 2003a; Kadlec e Wallace 2009).

Nos EUA o termo “Vegetated Submerged Bed” foi adotado, contudo esta designação não é a mais correta pois assemelha-se a sistemas com macrófitas submersas (Vymazal, 2003a).

2.2.6.1.1.1. Escoamento Subsuperficial Horizontal

O sistema de escoamento horizontal consiste num leito com uma membrana impermeável no fundo, com gravilha ou outro material como substrato, e plantado com macrófitas emergentes que crescem no solo (Vymazal, 2003a).

O afluente é distribuído à entrada do leito, ao longo de toda a sua largura e altura, penetrando nos poros do meio de enchimento e da rizosfera, num caminho mais ou menos horizontal (Figura 2.11). Enquanto ocorre a passagem do afluente pela rizosfera, este entra em contacto com zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias,

promovendo mecanismos de adsorção, precipitação e degradação microbiana (CE, 2001; Kadlec, 2003; Vymazal e Kröpfelová, 2008).

A descarga realiza-se na extremidade oposta do leito e a altura de água é controlada por um sifão, de maneira a que o leito fique saturado durante a alimentação.

A maior parte das ZHC-ESSH na Europa têm uma altura de 0,6 m devido à utilização generalizada de *Phragmites australis*, cujas raízes atingem essa profundidade. Porém, como nos EUA esta planta é considerada como invasora, são utilizadas outras macrófitas nos leitos, cujas raízes ou rizomas atingem profundidades menores, que variam entre 0,3 a 0,45 m (Kadlec, 2003; Harbel, 2003; Vymazal, 2003b; Kadlec e Wallace, 2009).

Estes sistemas têm sido cada vez mais utilizados em diversos países e no tratamento de inúmeros efluentes, ocupando por norma uma área de 5-10 m² por cada Habitante Equivalente (HE) (Vymazal, 2006, 2009a; Oliveira, 2008; Kadlec e Wallace, 2009).

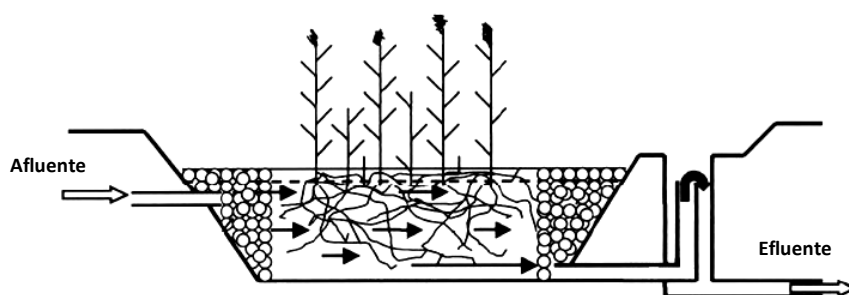


Figura 2.11 – Representação esquemática de ZHC-ESSH, com macrófitas emergentes
(Adaptado de Vymazal, 2003).

2.2.6.1.1.2. Escoamento Subsuperficial Vertical

Em ZHC-ESSV, o efluente desloca-se verticalmente num meio, com camadas heterogéneas e com diferentes porosidades. Estes leitos ocupam uma área de 1-3 m² por HE e necessitam de maior manutenção e operação.

A alimentação dos leitos é intermitente, de modo a inundar a superfície e o efluente desloca-se gradualmente no substrato. À medida que ocorre a infiltração do efluente, o ar volta a preencher os poros do meio de enchimento, que serão aprisionados com a alimentação seguinte. Deste modo ocorre uma boa transferência de oxigénio do ar para o leito e a capacidade de nitrificação é melhorada (Kadlec, 2003; Vymazal, 2003a, 2010).

O papel mais importante das macrófitas neste sistema é a manutenção da condutividade hidráulica do leito (Vymazal, 2003a).

Estes sistemas podem ser divididos em escoamento subsuperficial vertical descendente e escoamento subsuperficial vertical ascendente ou invertido (CE, 2001; Vymazal, 2006; Kadlec e Wallace, 2009).

As ZHC-ESSV descendente são constituídas por um leito plano com meio de gravilha, cujo tamanho das partículas aumenta à medida que se desce no substrato, sendo a parte superior constituída por solo plantado com macrófitas (Vymazal, 2003a).

Nos sistemas de escoamento vertical ascendente ou invertido, o efluente desloca-se de baixo para cima no substrato sendo depois recolhido perto ou à superfície do leito. Através de um sistema eletromecânico a água residual é injetada no leito promovendo o escoamento por contra percolação e capilaridade (Vymazal e Kröpfelová, 2008). Este tipo de sistemas tem sido utilizado no Brasil desde os anos 80, onde a última camada consiste em solo plantado com arroz (*Oryza sativa*). Noutros países, a última camada é plantada com macrófitas utilizadas em ZHC-ESSH (Vymazal, 2003a).

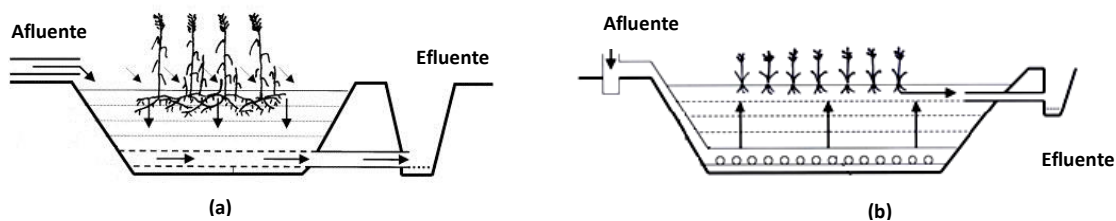


Figura 2.12 – Representação esquemática de ZHC-ESSV descendente (a) e invertido (b), (Adaptado de Vymazal, 2003).

2.2.6.2. Sistemas híbridos

Com o objetivo de alcançar maiores eficiências no tratamento podem ser combinados diversos tipos de sistemas para tirar partido das vantagens de ZHC-ESSH e ZHC-ESSV, nomeadamente para o azoto. Tem surgido assim o interesse em sistemas híbridos, também chamados de sistemas combinados, que derivam dos sistemas de Seidel (Vymazal, 2003a).

Existe algum debate sobre qual a melhor posição para cada tipo de leito, no entanto quando a ZHC-ESSH é colocada a jusante da ZHC-ESSV, possibilita o processo de desnitrificação e obtém-se boas remoções de azoto.

Atualmente os sistemas híbridos estão a ser utilizados em diversos países por todo o mundo (Vymazal, 2010).

2.2.7. Mecanismos de remoção de poluentes

A remoção de poluentes indesejáveis nas ZHC deve-se à interrelação entre os diversos componentes presentes nas mesmas. Na Tabela 2.2 são referidos alguns contaminantes e respetivos processos de remoção que ocorrem nas zonas húmidas construídas, sendo possível a cada poluente sofrer alterações por um ou mais dos mecanismos mencionados.

No caso da remoção de azoto, processos como mineralização ou nitrificação apenas convertem este nutriente noutras formas, não o removendo das águas residuais (Wallace e Knight, 2006; Vymazal 2003c, Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Tabela 2.2 – Processos de remoção dos poluentes em ZHC (Adaptado de Wallace e Knight, 2006; Vymazal, 2003c)

Parâmetro	Físico	Químico	Biológico
Sólidos Suspensos	Sedimentação, infiltração e intercepção	-	Degradação microbiológica
CBO₅	Sedimentação (matéria orgânica particulada)	Radiação Ultravioleta*	Degradação microbiológica
CQO	Sedimentação (matéria orgânica particulada)	Radiação Ultravioleta*	Degradação microbiológica
Metais	Sedimentação	Precipitação, Adsorção, Troca iónica	Captação pela planta e pelos microrganismos
Compostos de azoto	Sedimentação, volatilização	Precipitação, Adsorção, Volatilização	Mineralização, nitrificação/desnitrificação e captação pela planta e microrganismos.
Fósforo orgânico e inorgânico	Sedimentação	Adsorção, precipitação e mineralização	Captação pela planta e microrganismos
Hidrocarbonetos de petróleo (combustível, gorduras, óleos, álcoois)	Volatilização	Adsorção, Radiação Ultravioleta*	Degradação microbiológica, Captação pela planta
Hidrocarbonetos sintéticos (solventes, pesticidas e biocidas)	Sedimentação, volatilização	Adsorção, Volatilização	Degradação microbiológica, Captação pela planta
Patogénicos	Sedimentação (remoção conjunta com SST)	Radiação Ultravioleta*	Morte natural, predação por nemátodos, protistas, bactérias e vírus

*A remoção de poluentes através da degradação pela radiação ultravioleta só ocorre em sistemas com escoamento superficial, onde a penetração da luz solar no efluente é de relativa importância.

Segundo Galvão (2009), ao longo do ciclo de vida da vegetação, dá-se a libertação do excedente de biomassa na forma dissolvida e particulada. Assim o efluente apresenta concentrações residuais de diversas substâncias que constituem o limite de eficiência atingida por estes sistemas de tratamento.

No que respeita à presença de compostos tóxicos na água residual a tratar, o substrato permite que os microrganismos tolerem concentrações de compostos tóxicos impensáveis noutras situações, como por exemplo em sistemas de lamas ativadas (Dias, 1998).

Na tabela 2.3 são apresentadas eficiências médias de diversos sistemas de tratamento. Vymazal (2009b) faz um levantamento de eficiências de remoção de poluentes em sistemas que tratam águas residuais municipais e domésticas, situados em diversos países europeus e americanos. Os restantes sistemas foram projetados à escala real e têm como objetivo o tratamento secundário de efluentes domésticos.

Tabela 2.3 – Eficiências de remoção de constituintes de águas residuais domésticas em ZHC

Tipo de ZHC	Fonte	Local	Eficiências de remoção (%)						
			CQO	CBO ₅	SST	P-Tot	N-Tot	N-NH ₄ ⁺	Coliformes Fecais
ESS	Rousseau <i>et al.</i> 2004	Flandres	61	-	75	26	31	-	-
	Vymazal, 2010	Eslovénia e Rep. Checa	-	73	68-77	34-50	45-58	39-53	-
ESSH	Vymazal e Kröpfelová, 2008	Rep. Checa	63,2	60-80	68,1	40,9	39,4	21,1	-
	Vymazal, 2009b	Diversos	-	73-95	60-97	14-68	21-96	20-75	18-81
	Duarte <i>et al.</i> , 2010	Portugal	65-91	70-95	55-97	27-66	34-60	-	-
ESSV	Oliveira, 2008	EUA	50-91	25-99	30-84	31-92	-	44-95	-
	Vymazal e Kröpfelová, 2008	Rep. Checa	78,6	87,9	77,1	48,3	44	78,9	-
	Rousseau <i>et al.</i> , 2004	Flandres	94	-	98	70	52	44-95	-

2.2.8. Vantagens

As zonas húmidas construídas têm vindo a ser cada vez mais utilizadas, como opção alternativa para o tratamento de águas residuais, pois apresentam inúmeras vantagens face aos tratamentos convencionais. São sistemas com custos de construção e operação baixos associados a uma construção simples, que pode ser realizada com materiais locais. Esta tecnologia é caracterizada pela sua fácil manutenção, podendo ser operadas por pessoal não especializado, ausência de aditivos químicos, tolerância a variações de caudal e cargas orgânicas, reduzida emissão de odores e baixa produção de lamas. Necessitam de menores áreas para implantação do que os sistemas de lagunagem de estabilização. Como o escoamento no leito é gravítico o recurso a equipamentos elétricos é quase nulo, tendo assim esta tecnologia um consumo energético reduzido. As ZHC têm ainda como vantagens a possibilidade de ser implementadas nos mesmos locais de produção de água residual e a obtenção de benefícios adicionais como espaços verdes. Estes sistemas têm elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica, matéria sólida, nutrientes, metais pesados, produtos farmacêuticos e de higiene pessoal, por vezes até melhores que sistemas convencionais (Relvão, 1999; Solano *et al.*, 2003; UN-HABITAT, 2008; Kadlec e Wallace, 2009; Vymazal, 2009b, 2010; Mburu *et al.*, 2013; Galvão *et al.*, 2009).

2.2.9. Limitações

Apesar das zonas húmidas construídas serem uma boa alternativa face a sistemas convencionais, como lamas ativadas ou filtros percloradores, exigem maiores áreas e o seu rendimento pode ser menos constante do que os processos habituais. Como os processos de remoção estão dependentes de processos naturais, as condições ótimas de funcionamento ocorrem 2 a 3 anos depois da sua implementação. Em sistemas subsuperficiais pode ocorrer colmatção do leito, que conduz a um escoamento superficial do efluente, com uma consequente redução do tempo de retenção no leito, pondo em causa a eficiência do tratamento (Relvão, 1999; EPA, 2000; Canais Seco, 2008; Oliveira, 2008). Segundo Kadlec e Wallace (2009) se um em cada três poros do substrato for preenchido, a condutividade hidráulica diminui com um fator de 10.

Em determinados sistemas pode ser necessário proceder ao corte da vegetação, porém as plantas captam menos de 10% da remoção total do nutriente. No caso de *Phragmites australis* esta só pode ser recolhida, sem causar danos à planta, no início da primavera, altura em que o conteúdo de nutrientes da planta é de 1/3 a 1/2 da capacidade máxima de armazenamento (Junca de Moraes *et al.*, 2003; Galvão, 2009).

Duarte *et al.* (2010) referem ainda que o crescimento não uniforme das macrófitas ao longo do leito favorece o aparecimento de espécies invasoras.

2.2.10. Dimensionamento

No dimensionamento de ZHC as características do local vão influenciar a dimensão, a forma e a complexidade do sistema (EPA, 2000).

As zonas húmidas construídas caracterizam-se por um escoamento do tipo pistão e admite-se que a remoção de CBO₅ segue uma cinética de primeira ordem, de acordo com seguinte a equação: (Oliveira, 1995; Vymazal e Kröpfelová, 2008; Galvão, 2009)

$$\frac{C_a}{C_e} = \exp(-K_T \cdot TRH) \quad (\text{Equação 2.1})$$

onde C_a é a CBO₅ do afluente [mg L^{-1}], C_e é a CBO₅ do efluente [mg L^{-1}], K_T é a constante de biodegradação [d^{-1}] e TRH é o tempo de retenção hidráulico [d].

De modo a obter a área necessária para uma zona húmida, é por norma utilizada a expressão proposta por Kickuth (Vymazal, 2003b; UN-HABITAT, 2008; Vymazal e Kröpfelová, 2008; Kadlec e Wallace, 2009).

$$A = \frac{Q_d(\ln C_a - \ln C_e)}{K_{CBO_5}} \quad (\text{Equação 2.2})$$

Nesta fórmula

- ✓ A – área do sistema [m^2];
- ✓ Q_d – caudal médio diário [$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$];
- ✓ C_a – concentração em CBO₅ do afluente [mg L^{-1}];

- ✓ C_e – concentração em CBO_5 do efluente [mg L^{-1}];
- ✓ K_{CBO_5} – constante de remoção de primeira ordem [m d^{-1}]

O valor de K_{CBO_5} é obtido pela expressão $K_{\text{CBO}_5} = K_T d n$, onde:

(Equação 2.3)

- ✓ $K_T = K_{20} (1,06)^{(T-20)}$

(Equação 2.4)

- ✓ K_{20} – valor da constante de remoção, à temperatura de 20°C [d^{-1}]
- ✓ T – temperatura operacional do sistema [$^\circ\text{C}$]
- ✓ d – profundidade da coluna de água
- ✓ n – porosidade do substrato

Kickuth propôs o valor de $0,19 \text{ m d}^{-1}$ como constante de remoção de primeira ordem o que resultou em leitos demasiado pequenos e consequentemente menor capacidade de tratamento (Vymazal e Kröpfelová, 2008). A determinação da constante de remoção é geralmente efetuada a partir dos valores de resultados das concentrações obtidas à entrada e à saída da zona húmida construída (Galvão, 2009). Esta constante é dependente da temperatura, verificando-se maiores valores no verão e aumentando com a idade do sistema (UN-HABITAT, 2008).

No que respeita à configuração do leito, a mais comum é a forma retangular. Leitos com elevada permeabilidade devem ser dimensionados para elevados valores de razão comprimento/ largura (C/L), ao passo que leitos constituídos por solo com baixa permeabilidade devem ser concebidos para baixos valores de razão C/L (Relvão, 1999). No momento do dimensionamento devem preferir-se dois leitos paralelos em detrimento de apenas um único, de modo a alternar o leito em caso de manutenção, não pondo em causa o tratamento (UN-HABITAT, 2008).

2.2.11. Balanço hidráulico

A análise do balanço hidráulico é indispensável na avaliação da eficiência de remoção dos poluentes que afluem à zona húmida, pois o caudal que entra no leito nunca é o mesmo que sai, dado que este é afetado pela evapotranspiração (ET), precipitação (P) e infiltração (I) (Wallace e Knight, 2006).

Com a chegada do afluente ao leito verifica-se uma perda de carga devido à resistência provocada pelo meio de enchimento, pelos detritos que se acumulam e também devido à presença de raízes e rizomas de plantas. Estes fenómenos influenciam um dos parâmetros mais importantes para a remoção dos poluentes em zonas húmidas construídas – o tempo de retenção hidráulico (Galvão, 2009).

Na Figura 2.13 está representado o balanço hidráulico que se verifica numa zona húmida construída.

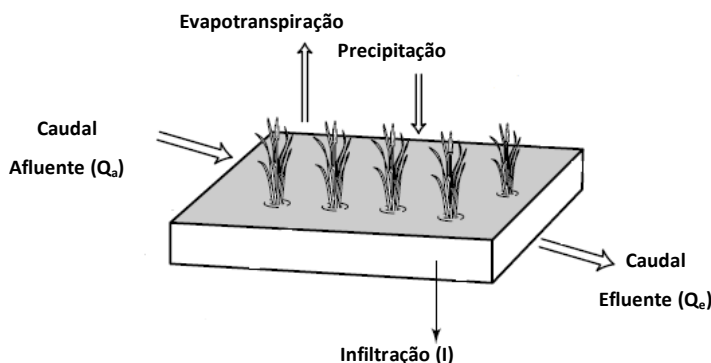


Figura 2.13 – Balanço hidráulico de uma zona húmida construída (Adaptado de Kadlec e Wallace, 2009).

O balanço hidráulico pode ser sintetizado na seguinte equação:

$$Q_e = Q_a - ET + P \pm I \quad (\text{Equação 2.5})$$

O caudal afluente (Q_a) e a precipitação (P) são as principais origens de água e como saídas tem-se o caudal efluente (Q_e) e a evapotranspiração (ET). A infiltração pode ser uma entrada no sistema, caso o nível de água seja elevado e por sua vez, será uma saída se o leito não estiver impermeabilizado. Pode ocorrer no leito armazenamento de fluxos, caso os caudais de saída sejam inferiores aos de entrada ou uma redução do volume de água na situação contrária (Wallace e Knight, 2006).

As perdas provocadas pela ET reduzem o volume de água no leito, aumentando deste modo o tempo de retenção e a concentração dos contaminantes, sem aumentar a carga de poluentes descarregada no efluente.

Os eventos de precipitação diluem os poluentes no sistema e aumentam o nível freático, reduzindo o TRH.

A infiltração reduz também o volume de água no leito e transporta os contaminantes para os aquíferos subterrâneos (EPA, 2000; Wallace e Knight, 2006).

2.2.12. Operação, manutenção e custos associados

As ZHC são fáceis de manusear em comparação com os sistemas convencionais pois a sua manutenção é mínima, mas existente e essencial ao seu bom funcionamento (Junca de Moraes *et al.*, 2003).

A manutenção das bermas e a limpeza das fases de pré-tratamento (grelhas) e tratamento primário (fossa séptica ou tanque de Imhoff) são tarefas que fazem parte da manutenção de ZHC. No que respeita à vegetação as ervas infestantes devem ser controladas, deve ter-se em atenção a colheita de plantas caso seja aplicável, fazendo também um controlo da distribuição do caudal (Junca de Moraes *et al.*, 2003; Kadlec e Wallace, 2009; Vymazal, 2010; Duarte *et al.*, 2010).

Os custos de qualquer sistema de tratamento vão depender de fatores como a população servida, a composição das águas residuais, os objetivos do tratamento, entre outros. Contudo, como estes sistemas são construídos com recurso a trabalho e materiais locais, não é possível garantir custos universais que possam ser aplicados a todos os sistemas de tratamento, o que explica a diversidade de valores (Junca de Moraes *et al.*, 2003; Wallace e Knight, 2006).

Os maiores custos de construção são geralmente a aquisição de terra, material de enchimento do leito, terraplanagem e membranas impermeáveis. Estes custos estão fortemente dependentes do tipo de solo, declive do terreno, limites de descarga entre outros. Outro fator importante está relacionado com o tamanho da ZHC, pois para áreas maiores o tratamento tende a ser mais barato por m^3 ou HE (Rousseau *et al.*, 2008).

Na Figura em 2.14 está representada a proporção dos custos de ZHC em Portugal.

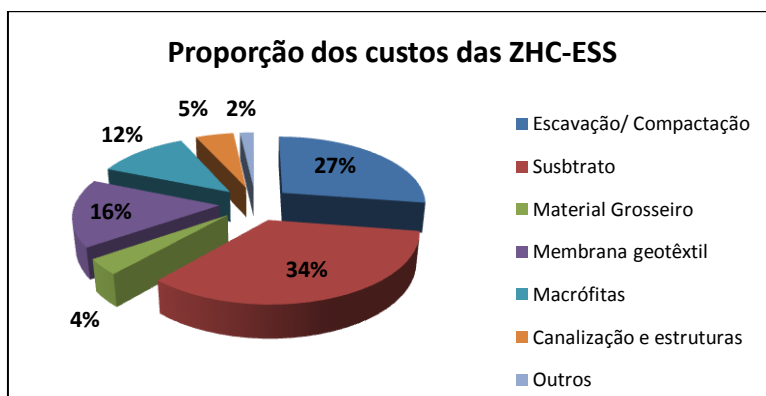


Figura 2.14 – Proporção dos custos das ZHC- ESS em Portugal (adaptado de Junca de Moraes, 2003).

Os custos de manutenção e operação são difíceis de prever e estipular, devido à enorme variedade de condições e tipos de ZHC, contudo Silva e Braga (2006b) apontam o valor de $1200 \text{ € ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ mas sem esquecer que o tratamento primário é o que mais aumenta esta fatia. Por outro lado Junca de Moraes (2003) estima que os custos de manutenção variem entre 2000 a $6000 \text{ € ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Segundo o mesmo autor, o custo total de implementação de ZHC em Portugal pode variar desde $45\,750 \text{ €}$ para 100 HE sem tratamento preliminar, até $650\,650 \text{ €}$ para 5000 HE com tratamento preliminar.

3. Material e métodos

3.1. Caracterização do estudo de caso

O presente estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Águas Residuais da Herdade de Barroca D'Alva (Latitude 38° 43'N; Longitude 8° 53'W) situada no concelho de Alcochete, distrito de Setúbal, cujo processo de tratamento se baseia em zonas húmidas construídas com escoamento subsuperficial horizontal (Figura 3.1).

O local onde a ZHC está enquadrada caracteriza-se pelo seu clima mediterrânico com temperaturas médias que variam entre 11 e 24°C e uma precipitação anual que ronda os 500 a 700 mm (IM, 2010).

Esta herdade tem cerca de 1600 ha sendo conhecida pela sua criação de cavalos e organização de competições equestres. Nela existem atividades pecuárias e agrícolas, tais como a criação de cavalos de toureio e touros bravos e a extração de cortiça, produção de arroz e milho. A herdade possui um hotel rural, que atualmente não se encontra em funcionamento, um café/ restaurante, pistas de galope e treino, dois picadeiros coberto e descoberto e um estúdio de filmagens.



Figura 3.1 – Planta da zona húmida construída situada na herdade da Barroca D'Alva.
1 e 2 – Tamisador e tanque de retenção para areias, 3 – Fossa séptica, 4 – Leitões de macrófitas, 5 – Leito de secagem de lamas, 6 – local de descarga do efluente (Imagem sem escala, retirada do Googlemaps).

A ZHC de Barroca D'Alva foi projetada em 2001, pela empresa ETARPLAN, S.A. que planifica ETAR's através de plantas, segundo o sistema Kickuth (escoamento subsuperficial horizontal).

A ZHC destina-se ao tratamento de efluentes domésticos de residências unifamiliares, com uma população máxima de 500 HE e uma capitação diária de 150 L/HE. O caudal afluente é de $6,94 \times 10^{-4} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, considerando um coeficiente de afluência de 0,8 (ETARPLAN S.A., 2000).

No projeto da ZHC da herdade de Barroca D'Alva não foram detetadas quaisquer indústrias cujo efluente pudesse afluir ao sistema. Contudo, após algumas conversas com responsáveis pelos picadeiros, foi possível perceber que as águas de lavagem dos cavalos eram encaminhadas para a ZHC.

Existem cerca de 20 cavalos nas cocheiras da herdade e as lavagens têm lugar todos os dias, decorrendo a lavagem de apenas 10 cavalos por dia.

O processo de tratamento nesta ZHC inicia-se com a passagem do efluente por um tamisador seguindo-se dois canais, em paralelo, para retenção de areias. Após este pré-tratamento o efluente é encaminhado para uma fossa séptica (tratamento primário) por intermédio de uma estação elevatória. A fossa séptica trata-se de uma estrutura cilíndrica (3,5 m de diâmetro e 8,3 m de comprimento) com 75 m³ de volume. Encontra-se dividida em dois compartimentos colocados em série, tendo como TRH um dia. Seguidamente, na fase líquida do tratamento, o efluente é distribuído pelos quatro leitos, que funcionam em paralelo (tratamento secundário). Estes leitos são plantados com macrófitas da espécie *Phragmites australis* sendo depois descarregado no Paúl da Barroca. Na fase sólida deste tratamento, as lamas são retiradas da fossa séptica, sendo depois encaminhadas para o leito de secagem de lamas. Esta estrutura consiste num leito tripartido com uma área de 168 m² e uma altura de 1,50 m (Figuras 3.2 e 3.3).

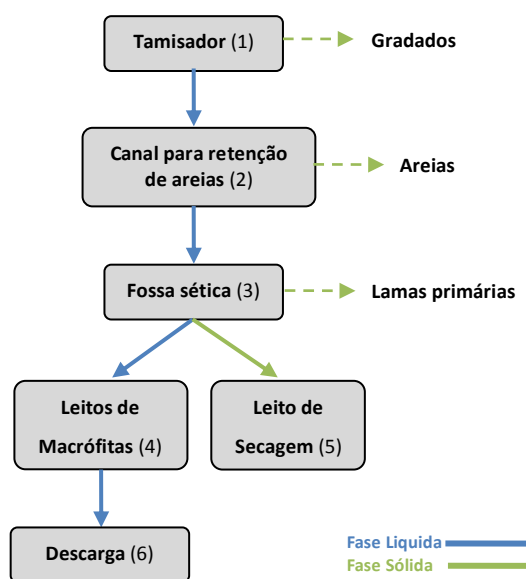


Figura 3.2 – Representação esquemática do processo de tratamento na ZHC de Barroca D'Alva.

O sistema de bombagem da estação elevatória permite bombear para a fossa séptica $1,27 \times 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Esta bombagem ocorre em descontínuo, sendo controlada por um sistema de bóias de nível que liga o motor quando o reservatório da estação elevatória atinge uma altura de 0,54 m (Mendes, 2009).

As bombas que fazem o transporte de água da estação elevatória para a fossa séptica estão, cada uma, associadas a um conta-horas. Este mecanismo determina o número de horas que as bombas trabalham, para assim fazer uma estimativa dos caudais que afluem à ETAR.

Segundo as indicações do projeto (ETARPLAN S.A., 2000) os quatro leitos são impermeabilizados com geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) com 1,2 mm de espessura. A distribuição do caudal à

entrada e à saída do leito realiza-se através de tubagens perfuradas que se encontram a cerca de 0,20 m de profundidade. Estas tubagens são envolvidas em brita de modo a evitar a penetração das raízes pelos tubos. A regulação dos caudais efluentes é garantida por um sistema de tubagem invertida (sifão) onde é possível regular o nível de água no leito. Em casos de emergência os caudais afluentes são desviados para o canal de rega (sistema de “by-pass”).

Relativamente ao meio de enchimento do leito, cerca de 50% do material escavado no local é reaproveitado. Mendes (2009) fornece o valor de $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ para a porosidade média teórica do substrato.

As plantas utilizadas nos leitos são provenientes de viveiro próprio da ETARPLAN, onde foram previamente “stressadas” para sobrevivência na ETAR.

Na Tabela 3.1 mostram-se os parâmetros técnicos da ZHC.

Tabela 3.1 – Parâmetros técnicos da ZHC de Barroca D’Alva
(Adaptado de memória descritiva e justificativa do projeto, 2000)

Parâmetro	Valor
Número de leitos	4
Dimensões dos leitos (m)	21:21
Área de cada leito (m^2)	441
Área total (m^2)	1764
Profundidade máxima do leito (m)	1,05
Profundidade máxima do substrato (m)	0,85

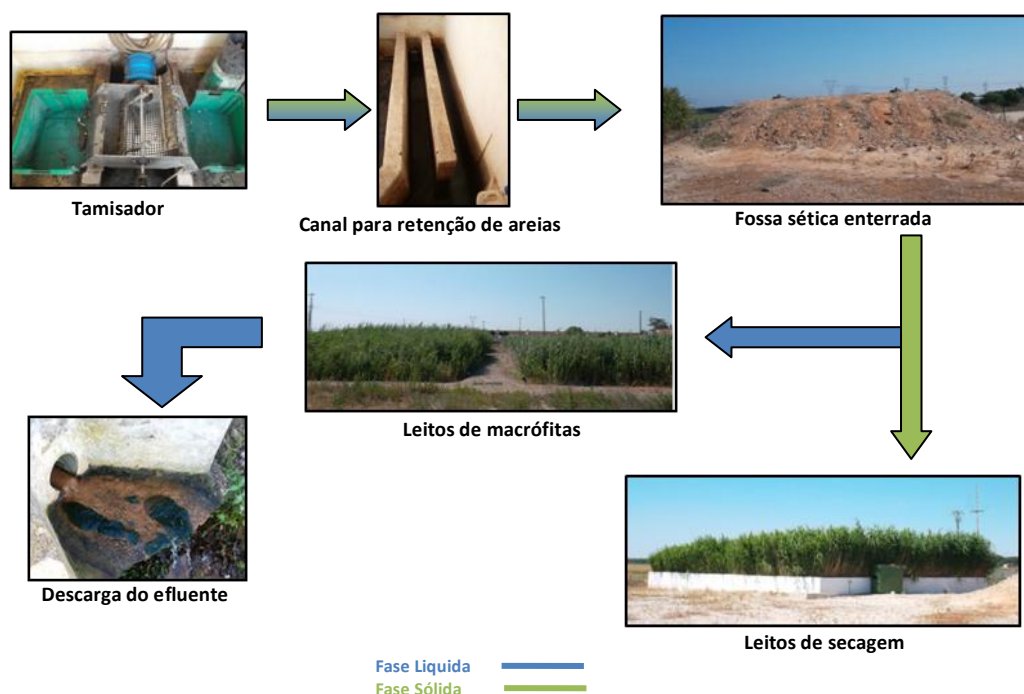


Figura 3.3 – Esquema de tratamento dos efluentes na ZHC de Barroca D’Alva.

3.2. Período e frequência de monitorização

A recolha de amostras foi realizada na estação elevatória (EE), à entrada dos leitos (EL) e na saída final (SF), como se pode ver na Figura 3.4.

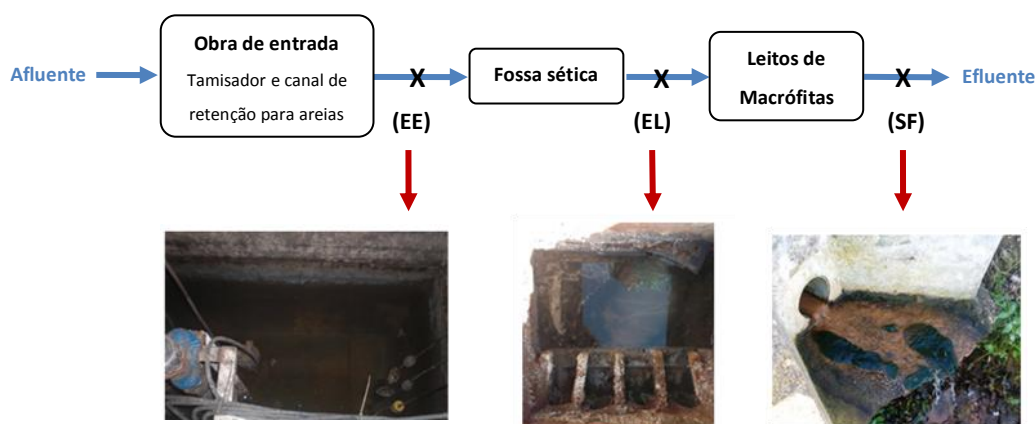


Figura 3.4 – Locais de amostragem.

O estudo realizado no âmbito desta dissertação teve início no dia 22 de janeiro de 2013 e terminou no dia 2 de agosto do mesmo ano e as amostras foram todas recolhidas por volta da mesma hora, dentro de cada fase.

A campanha de monitorização realizada foi dividida em três fases, e as análises foram realizadas em duplicado em todas as fases incluídas no trabalho experimental:

Fase exploratória – esta etapa começou no dia 22 de Janeiro e terminou no dia 17 de maio com a recolha de amostras a ocorrer entre as 10 h e as 12 h. Neste período foram analisados o pH, potencial redox, temperatura e condutividade elétrica (CE) do afluente e efluente *in situ*. Também se procedeu à medição dos caudais afluentes, obtidos através de conta-horas. Durante o período de 1 de março a 15 de abril, foi necessário ativar o sistema de “*by-pass*”, devido aos eventos de precipitação e a avarias nas bombas, não existindo qualquer registo de parâmetros neste intervalo.

No dia 9 de maio foi recolhida uma amostra dos 3 locais mencionados na Figura 3.4 para averiguar os parâmetros mais importantes, para as análises das fases seguintes. Nessa amostra foram analisados em laboratório, a concentração de sólidos totais (ST), sólidos voláteis totais (SVT), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis totais (SSVT), carência química de oxigénio (CQO), carência bioquímica de oxigénio a 5 dias (CBO₅), fósforo total, azoto Kjeldahl (N_k) e turbidez. *In situ* foram medidos o pH, CE, potencial redox e temperatura.

Fase 1 ou período de primavera – fase que vai desde dia 20 de maio a 25 de junho de 2013. Foram analisados no campo o pH, potencial redox, temperatura e CE do afluente e efluente, até dia 5 de Junho inclusive. Devido a uma avaria no sensor não existem mais registos *in situ* destes parâmetros. No laboratório foram analisados ST, SVT, SST, CQO, CBO₅, P_{solúvel}, N_k, N-NH₄⁺, pH, CE e turbidez. Durante este período foram recolhidas 48 amostras (Tabela 3.2).

De modo a tornar o trabalho de laboratório mais expedito foi realizada uma correlação entre SST e turbidez para determinar a concentração de SST. Foi também realizada uma correlação entre a razão de biodegradabilidade e os valores de CQO para determinar o parâmetro CBO_5 .

Tabela 3.2 – Periodicidade de amostragem da fase de primavera
X – recolha de amostra, 0 – ausência de caudal

Dias	Estação Elevatória	Entrada nos Leitos	Saída Final	Dias	Estação Elevatória	Entrada nos Leitos	Saída Final
20 maio	X		X	11 junho	X	X	X
22 maio		X	X	12 junho	X	X	X
30 maio	X			13 junho	X	X	0
31 maio	X			14 junho		X	0
1 junho	X	X		15 junho		X	0
2 junho	X			17 junho			X
3 junho	X	X		18 junho			X
4 junho	X	X		19 junho			X
5 junho	X	X	X	20 junho			X
6 junho	X	X		21 junho			X
7 junho	X	X	X	22 junho			X
8 junho	X	X	X	23 junho			X
9 junho	X	X	X	24 junho			X
10 junho	X	X	X	25 junho			X

Fase 2 ou período de verão – decorreu entre 16 de julho a 2 de agosto de 2013. As amostras foram recolhidas em 7 dias, perfazendo um total de 19 amostras (Tabela 3.3). Neste período, as medições feitas em campo contemplaram o pH, CE, potencial redox e temperatura do afluente e efluente. No laboratório os parâmetros avaliados foram apenas a CQO, fósforo solúvel, N_k , N-NH_4^+ , pH, CE e turbidez.

Durante este período, o estúdio de filmagens da herdade de Barroca D’Alva esteve a ser ocupado para a gravação de um programa de televisão. As filmagens ocorreram nos dias 10, 11, 16, 17, 18, 25 e 31 de julho e dia 1 de agosto e estavam presentes, entre a equipa técnica e o público, cerca de 100 pessoas. As gravações decorriam durante quase o dia todo e terminavam por volta das 20 h, tendo sido depois deste horário que se procedeu à recolha de amostras.

Tabela 3.3 – Periodicidade de amostragem da fase de verão
X – recolha de amostra, 0 – ausência de caudal

Dias	Estação Elevatória	Entrada nos Leitos	Saída Final
16 julho	X	X	X
17 julho	X	X	X
20 julho	X	X	X
24 julho	X	X	0
25 julho	X	X	X
31 julho	X	X	0
2 agosto	X	X	0

Além das análises nos locais de amostragem definidos anteriormente, procedeu-se também à recolha de uma amostra, no dia 20 de julho, no local de descarga dos efluentes (paul da Barroca), onde foram analisados os parâmetros SST, CQO, $P_{\text{solúvel}}$, N_k e $N\text{-NH}_4^+$, pH, CE e turbidez.

3.3. Caracterização físico-química e microbiológica da água residual

A caracterização físico-química da água residual foi efetuada de acordo com métodos Standard (A.P.H.A., 2005) (Tabela 3.4). No entanto a partir do dia 7 de junho os SST foram calculados através de uma correlação (Equação 3.1) entre os valores de SST e a turbidez (Pavanelli e Bigi, 2004) estabelecida com base em 26 dados experimentais.

$$SST = 0,9745 * TUR + 23,283 \quad (R^2 = 0,8263) \quad \text{Equação 3.1}$$

A determinação da CBO_5 foi calculada através da razão de biodegradabilidade (CBO_5/CQO) estabelecida com base em doze amostras. As razões de biodegradabilidade obtidas foram 0,525 para a EE, 0,557 para EL e 0,105 para a SF.

Os parâmetros microbiológicos analisados na água residual foram *Escherichia coli* (*E. coli*) e *Enterococcus* (Tabela 3.4). Estas recolhas ocorreram no dia 17 de junho (fase de primavera), 17 e 31 de julho (fase de verão). Neste último dia, foi também recolhida uma amostra do paul da Barroca, a montante do local de descarga.

Tabela 3.4 – Métodos de análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos
Fonte: APHA, 2005

Parâmetros	Métodos de análise	Parâmetros	Métodos de análise
ST	APHA 2540B	$N\text{-NH}_4^+$	APHA 4500- NH_3 C
SVT	APHA 2540E	pH	APHA 4500- H^+ B
SST	APHA 2540D	CE	APHA 2510
SSVT	APHA 2540E	Temperatura	APHA 2550B
CQO	APHA 5220C	Potencial redox	APHA 2580a
CBO_5	APHA 5210B	Turbidez	APHA 2130B
P- Solúvel	APHA 4500-P C	<i>E. coli</i>	ISSO 16649-2
N-Kjeldahl	APHA 4500- N_{org} C	<i>Enterococcus</i>	ISSO 7899-2

Com os valores dos parâmetros analisados nas amostras recolhidas na EE e na EL obtêm-se as eficiências de remoção da fossa séptica, e com os valores da EL e SF obtêm-se as eficiências de remoção dos leitos de macrófitas. Para tal assumiu-se que as eficiências de remoção dos quatro leitos são semelhantes.

Ao longo das visitas efetuadas, que cobriram o plano de monitorização da ZHC da herdade da Barroca, foi realizado um registo fotográfico que ilustra a evolução das plantas nos leitos de macrófitas que foram objeto de estudo (Anexo I).

Os dados climáticos foram recolhidos na Base Aérea nº6 no Montijo, a cerca de 15 km de distância da ZHC da herdade de Barroca D'Alva. Os dados analisados foram temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$), temperatura mínima ($^{\circ}\text{C}$), precipitação (mm) e insolação (h). Os aparelhos que recolheram os dados de temperaturas, precipitação e insolação, são respetivamente termómetro, udógrafo e heliógrafo. A humidade relativa (%) foi calculada e Evapotranspiração Potencial (ETP) foi obtida pelo método de Hargreaves (Shahidian *et al.*, 2012).

4. Resultados e discussão

The effects of seasonal variations on the performance of a full-scale constructed wetland in Portugal

José Botequilha¹; Margarida Oliveira¹; Elizabeth Duarte¹;

¹Instituto Superior De Agronomia, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa, Portugal

Abstract

This paper presents the effects of seasonal variations (spring and summer) on the purification and removal efficiencies of a full-scale constructed wetland from a rural area at Barroca d'Alva, Portugal. This study also includes the effect of some organic peak loads in the system during the summer due to seasonal events, which increased the inhabitants equivalent.

The parameters analyzed were TSS, COD, BOD₅, TKN, N-NH₄⁺, soluble phosphorus and pathogen microorganisms (*Escherichia coli* and *Enterococcus*). This system showed high efficiencies for all parameters in spring (28.9% for TSS, 83.2% for COD, 96.9% for BOD₅ and 57.7% for soluble phosphorus) but it is important to emphasize that in summer period the performance of CW was improved (66.6% for TSS, 87.2% for COD, 97.6% for BOD₅ and 79% for soluble phosphorus). For TKN and N-NH₄⁺ these removal efficiencies were in the same order of magnitude (91.4% for Nk and 95.7% for N-NH₄⁺ in spring and 90.9% for TKN and 95.7% in summer) in both periods. The entire monitoring plan was followed by the register of climatic data. Daily mean air temperature at site showed a difference of 4.7°C between spring and summer periods. There was no rainfall at site in summer but in spring it was 8.2 mm.

According with these results, it can be concluded that this treatment system it is suitable for this rural area not only for the high removal efficiency achieved but also for the low operation and maintenance costs with no trained personal.

Keywords: Constructed wetlands; horizontal sub-surface flow; *Phragmites australis*; domestic wastewater treatment; rural areas.

1. Introduction

The objective of Council Directive 91/271/EEC concerning urban wastewater treatment is to protect the environment from the adverse effects of urban and industrial wastewater discharges.

In Mediterranean countries like Portugal, Spain and Italy, rural regions have a large number of small agglomerations where a significant part of the population lives. These areas often present reduced financial and human resources with an economy based on agriculture. Solutions for wastewater treatment systems must be simple in the construction and operation, low-cost and environmentally friendly, more adjusted to their reality and at the same time providing adequate treatment efficiency levels. One of the technologies considered adequate for these regions is constructed wetlands (CW) that are a potential alternative or

supplementary systems for the treatment of municipal, industrial, agricultural wastewater, as well as storm water (European Community, 2001; García *et al.*, 2005), since they provide high treatment efficiency with low maintenance needs and operate with relatively low costs (Kadlec *et al.*, 2000; Masi *et al.*, 2007).

Constructed wetlands are man-made systems that have been designed and constructed to use the natural process involving wetland vegetation, soils and associated microbial assemblages to support the treatment process of wastewater. These assumptions can be achieved by the reproduction of natural wetlands conditions with a more controlled environment (Kadlec and Wallace, 2009; Vymzal, 2010). CW arises as an eco-technology with high removal efficiencies, zero-energy system in most times, can be established in the same place as the wastewater is produced and can be maintained by untrained personnel (Solano *et al.*, 2003; Kadlec e Wallace, 2009; Vymazal, 2009a, 2010; Galvão *et al.*, 2009). These advantages have led to an increase in the numbers of constructed wetlands despite the larger areas required.

Based on their designs, CW can be categorized as surface flow (SF) and sub-surface flow (SSF). SF CW require relatively large area and are associated with odor problems during the course of water treatment. However SSF CW, which was developed few decades back, is well known for their smaller footprints and efficient treatment ability. Considering the flow of wastewater in the CW unit during treatment, SSF CW can be differentiated as horizontal sub-surface flow (HF) or vertical sub-surface (VF) CW. HF CW are suitable for removal of organics and suspended solids (Vymazal, 2005), but are unable to achieve full nitrification (Cooper, 1999). Besides the influence that certain actions have in the performance of constructed wetlands, the influence of climatic conditions, namely in terms of flow reduction and the degradation kinetics, although recognized (Galvão *et al.*, 2009; Galvão *et al.*, 2010), is still not fully addressed.

The climate conditions can affect wetland performance, especially in nitrogen removal (Steer *et al.*, 2002, Stewart, 2005). The climate conditions can influence the wetland inflow which provides high evapotranspiration rates reducing the wastewater volume. Precipitation events increase the inflow and reduce the hydraulic retention time (HRT) and the performance of the CW (Kadlec and Wallace, 2009; Wallace and Knight, 2006).

Other problems that may arise and can influence the treatment performance include the effect of short-term high loads or flows. These events can be found in full-scale wastewater treatment plants as a result, for example, of additional discharges. Although several studies have addressed the influence of hydraulic and mass loading in the performance of constructed wetlands, the operational conditions usually include the study of different hydraulic and mass loadings in independent periods (García *et al.*, 2005; Akrotos and Tsihrintzis, 2007). Load fluctuations between different months have revealed an adequate performance (Masi *et al.*, 2007; Albuquerque *et al.*, 2009). Some authors state that these systems have a buffering capacity able to maintain the treatment performance even during periods of high inflow or peak loads (Galvão and Matos, 2012; Mulling *et al.*, 2013; Sharma *et al.*, 2013).

The aim of this study was to evaluate the effects of seasonal variations on the performance of a full-scale constructed wetland in Portugal. For this purpose, a measured data of chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand (BOD₅), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and pathogens were carried out. Also, the influence of peak mass loads on the removal efficiencies was evaluated.

2. Material and methods

2.1 Description of the experimental site

The study was carried out between 9th May and 2nd August of 2013 in Barroca D'Alva constructed wetland (BDA-CW) in Alcochete, Portugal (38°43'N latitude, 8°53'W longitude). The climate of the area is Mediterranean with an average annual temperature of 16 °C. The average minimum and maximum temperatures are 11 and 24 °C, respectively. The annual rainfall varies between 500 and 700 mm (IM, 2010).

This full scale operational constructed wetland was built in 2001 for 500 Inhabitant Equivalent (IE) and is designed for treating wastewater (combined sewage and stormwater runoff). Barroca D'Alva is a 1600-hectares rural area, which produces corn, rice and cork as well as horse and bull breeding.

The people who live in Barroca D'Alva are less than 100 inhabitants. There are 20 horses in the stable but only 10 of them are washed daily. There is a hotel, which is closed, and a recording studio for TV shows.

The treatment system at BDA-CW (Figure 1) has a pretreatment which consists of a grid with brushes and two horizontal sand retention chambers working in parallel. After pretreatment, the wastewater flows through a pumping station to a septic tank (primary treatment). The wastewater flow to the septic tank is estimated by an hour meter which measures the operating time of the influent pumps. The septic tank has a cylindrical shape, a volume of 75 m³ and a theoretical hydraulic retention time (HRT) of one day. Then, the wastewater flows by gravity to four wetland cells planted with *Phragmites australis*, working in parallel with horizontal subsurface flow (HSSF). All treatment beds are sealed with a high-density polyethylene HDPE liner (1.2 mm). Each bed has a polyvinyl chloride (PVC) inlet and outlet pipe at its top (depth 0.20 m). It ends with horizontal drainage pipe of 21 m long and 80 mm diameter surrounded by crushed stones. The root media has a porosity of 0.45 m³ m⁻³ and the pores media volume is 138.6 m³. The sludge from the septic tank is collected and sent to a sludge dewatering wetland (168 m² and 1.50 m height). Figure 1 represents the treatment system of Barroca D'Alva, whose technical parameters are showed in Table 1.

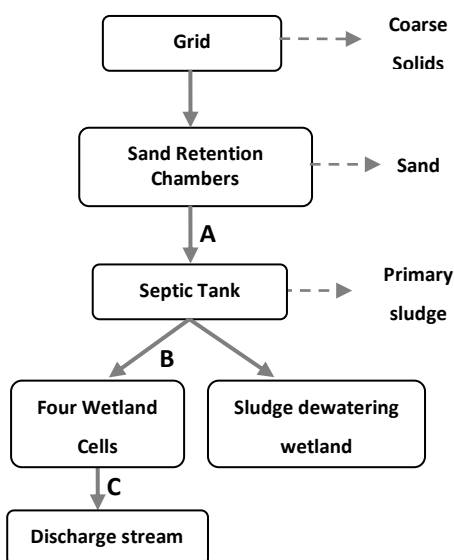


Figure 1- Treatment process of Barroca D'Alva constructed wetland and sampling sites

A - Pumping Station, B - After Septic Tank and C – Discharge site.

Table 1 - Technical parameters of the Barroca D'Alva Constructed Wetland

Bed dimensions (mxm)	21 x 21
Area of one bed (m ²)	441
Total available area (m ²)	1764
Depth (m)	1.05
Gravel depth (m)	0.85
Input flow (m ³ s ⁻¹)	6.94x10 ⁻⁴

2.2 Climate data

The climate data was monitored at the Air Base No. 6 in Montijo (38° 43'N latitude, -9° 0'W longitude) approximately 15 km from the CW. The studied parameters were minimum and maximum temperature (°C), precipitation (mm) and insolation (h), which were collected by a thermometer, pluviometer, and sunshine recorder, respectively. Relative humidity (RH) was calculated as well as potential evapotranspiration (PET) with Hargreaves method (Shahidian *et al.*, 2012).

2.3 Monitoring plan and Analytical methods

On May 9th samples were collected from the sites A, B and C (Figure 1) to analyze in the lab total solids (TS), total suspended solids (TSS), total volatile solids (TVS), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD₅), total phosphorus (TP), total Kjeldahl nitrogen (TKN) and turbidity.

Spring campaign started on May 20th till June 25th. *In situ* parameters (pH, redox potential, temperature and electrical conductivity (EC)) were measured until June 5th due to a breakdown in local sensor. Samples had been collected almost every day (n=48). The lab parameters were TS, TSS, TVS, COD, BOD, soluble phosphorus, TKN, ammonium nitrogen (N-NH₄⁺), pH, EC and turbidity.

Summer campaign started on July 16th and ended on August 2nd with a total of 19 samples (n=19). The parameters monitored *in situ* were the same as in spring period. The lab analyses included COD, soluble phosphorus, TKN, N-NH₄⁺, pH, EC and turbidity. During this period summer events took place in Barroca D'Alva. These events occurred on July 10th, 11th, 16th, 17th, 18th, 25th, 26th, 30th and August 1st corresponding to an increase in organic load in CW of 100 people, between the audience and the staff of the recording TV show. The samples were collected after the end of the events. On July 20th a composite sample had been collected from the discharge site and TSS, COD, TKN, N-NH₄⁺, pH, EC and turbidity were analyzed. Samples had been collected almost every day (spring n=48, summer n=19). The pH, EC and redox potential were measured *in situ* through the SenTix 940-3, TetraCon 925 and SensoLyt ORP 900-6 probes respectively, connected to a Multi 3430 Multiparameter (WTW, Germany). The temperature of the wastewater inflow and outflow were measured by a thermometer Trotec BT 20. TS, TSS, TVS, COD, BOD, TP, TKN, ammonium nitrogen and turbidity were determined according to procedures described in the Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). After a characterization period BOD₅ concentrations were estimated by the biodegradability ratio (BOD₅/COD) with samples collected on 9th, 20th and 22th May. A correlation between TSS and turbidity was also carried out which brought the final line: SST= 0.9745TUR + 23.283 (R² = 0.8263). The biodegradability ratio was 0.525, 0.557 and 0.105 for places A, B and C respectively (Figure 1).

Samples from the treated and untreated wastewater were also collected for microbiological analyses (*E. coli* and *Enterococcus*). *E. coli* was analyzed based on ISO 16649-2 method and *enterococcus* was analyzed according to ISO 7899-2 method.

3. Results and discussion

3.1 Meteorological data

The climate parameters collected at the Air Base n6 are showed in Figure 2. During spring, the minimum and maximum temperatures (°C) were about 13.6 ± 2.5 and 23.9 ± 4.2 but during summer the values reached 16.6 ± 1.3 and 28.1 ± 2.5 . Relative humidity showed some dispersion. However, the average values were $65.7\% \pm 9.3$ and $66.8\% \pm 6.7$ in spring and summer periods respectively. The average PET (mm) calculated for spring and summer was 3.5 ± 0.8 and 4.2 ± 0.6 . The numbers of hours with sun were 10.6 ± 4.1 for spring and 11.7 ± 1.7 for summer. In spring there were some precipitation events ($n=10$) that caused 8.2 mm of water height in the pluviometer.

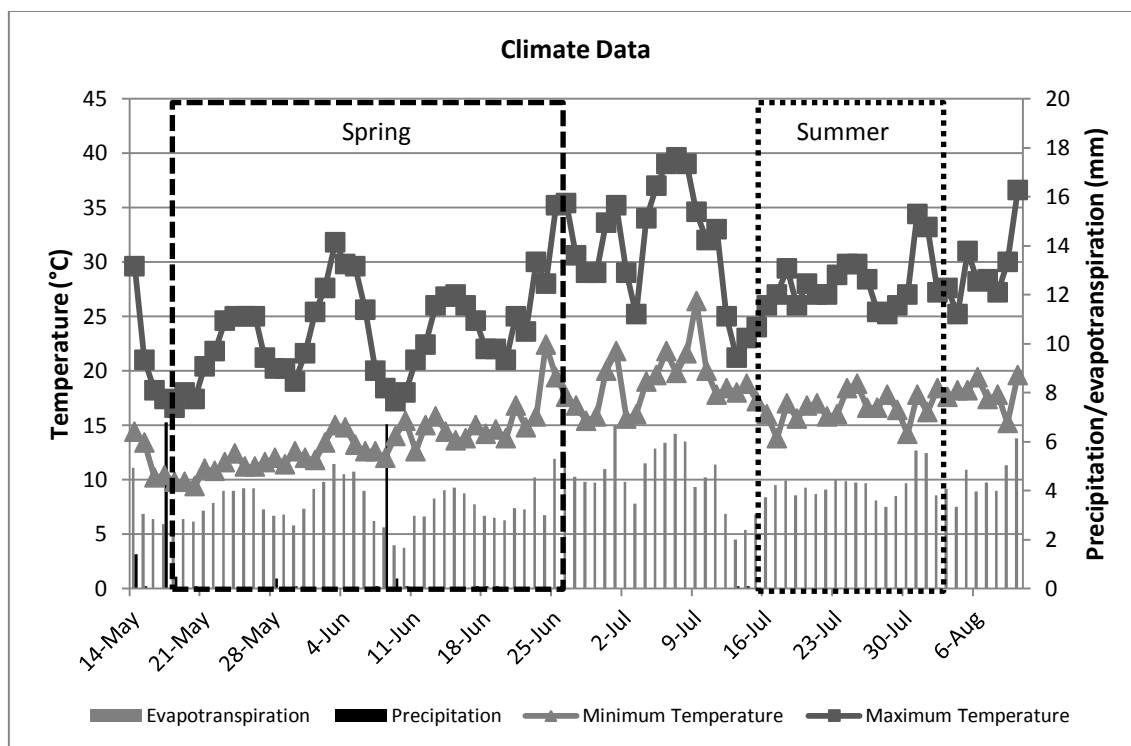


Figure 2 – Meteorological data in spring and summer campaigns.

3.2 Wastewater characteristics

In spring phase the average inflow was $24.25 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1} \pm 4.5$ and in summer this value was practically the same $24.14 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1} \pm 9.6$. These values and the average BOD_5 concentrations in both phases (Table 2) allowed determining IE in this system: 71 and 101 in spring and summer, respectively. The determination of IE can be achieved also with TN (total nitrogen) which led to 78 and 141 IE in spring and summer, respectively, despising nitrates and nitrites.

The pattern of pH *in situ* was almost the same, with no significant variations. The EC values show an increase in the discharge point in summer, probably due to some concentration effects which increases the ions concentrations in the outflow.

Regarding water temperature, this parameter was higher if compared with values observed by Hijosa-Valsero *et al.* (2012) although this could be due to also greater air temperatures (Figure 2). Higher water temperatures led to higher removal rates and reduced outlet BOD₅ concentrations (Vymazal and Kröpfelová, 2008; Kadlec and Wallace, 2009).

The redox potential shows the effect of the septic tank which is an anaerobic treatment in water inflow, due to the negative values observed in place B.

Table 2 - Average parameters concentrations in spring and summer phase
A- Before septic tank; B- After septic Tank; C- After wetland cell

Parameters	SPRING			SUMMER		
	A	B	C	A	B	C
TSS (mg L ⁻¹)	127.4 ± 35.5	80.8 ± 20.5	55.1 ± 23.7	147.3 ± 40.4	109.2 ± 56.8	27.1 ± 4
COD (mg O ₂ L ⁻¹)	339.5 ± 82.9	213.6 ± 28.8	38.5 ± 14.6	475.8 ± 140	258.3 ± 85.9	37.1 ± 26.9
BOD (mg O ₂ L ⁻¹)	177 ± 44.1	119.3 ± 16.1	4 ± 1.6	249.8 ± 73.5	143.9 ± 47.9	3.89 ± 2.83
Soluble P (mg P L ⁻¹)	8.9 ± 1.37	8.4 ± 0.86	3.6 ± 0.54	11.5 ± 1.2	11.4 ± 1.7	2.2 ± 0.73
TKN (mg L ⁻¹)	48.6 ± 7.07	43.6 ± 5.13	3.7 ± 1.07	87.5 ± 15.2	60.2 ± 4.4	5.2 ± 1.47
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	41.4 ± 6.97	38.1 ± 4.38	1.7 ± 0.52	72.9 ± 15.8	49.8 ± 1.8	2.1 ± 0.56
pH <i>in situ</i>	7.30 ± 0.24	7.1 ± 0.16	7.3 ± 0.3	7.2 ± 0.1	7.3 ± 0.15	7.9 ± 0.12
EC <i>in situ</i> (μS cm ⁻¹)	914.3 ± 112.3	1013.8 ± 31.8	958.5 ± 108.8	1157.4 ± 167.6	1154.4 ± 58.9	1538.8 ± 10.2
Water temperature (°C)	28.9 ± 2.35	29.4 ± 2.6	28.4 ± 2.4	33.9 ± 1.2	33.9 ± 1.2	33.2 ± 2.1
Redox potential (mV)	29.6 ± 50.3	-189 ± 12.6	81.5 ± 48.3	-113.6 ± 68	-187.7 ± 60	79.8 ± 30.3
Turbidity (NTU)	96.2 ± 36.4	61.3 ± 19.3	33.9 ± 21.1	127.3 ± 41.4	88.2 ± 58.3	3.9 ± 2.1

3.3 Septic Tank

The HRT of septic tank was 3.19 ± 0.59 and 3.4 ± 0.87 days during spring and summer, respectively.

Table 3 shows the removal efficiencies during spring and summer periods. The reduction rates for septic tank were less than Stewart (2005) pointed out, 30-60% for COD, 40-65% for BOD, 30-80% for TSS and 0-10% for N-NH₄⁺. Even though BOD and N-NH₄⁺ reach this removal rate in both periods. The removal efficiencies in summer were higher than spring except in TSS concentrations.

Generally the removal of TKN is higher than N-NH₄⁺ which indicates that is produced ammonium nitrogen in the septic tank due to its anaerobic environmental conditions.

Table 3 - Removal efficiencies in spring and summer in septic tank and wetland cells

Parameters	Spring		Summer	
	Septic Tank	Wetland Cells	Septic Tank	Wetland Cells
TVS (mg/L)	27 ± 20.5	35.9 ± 24.4	---	---
TSS (mg/L)	31.6 ± 23.2	40.9 ± 28.2	38.3 ± 18.2	66.6 ± 14
COD (mg O ₂ /L)	33 ± 16.7	83.2 ± 7.2	40.8 ± 27.6	87.2 ± 5.6
BOD ₅ (mg O ₂ /L)	28.4 ± 17.3	96.9 ± 1.4	37.2 ± 29.3	97.6 ± 1
Soluble P (mg P/L)	10.6 ± 6.8	57.7 ± 8.2	10 ± 7	79 ± 6.8
TKN (mg/L)	11 ± 9	91.4 ± 2.7	28.5 ± 15.5	90.9 ± 2.7
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	9.3 ± 8.4	95.7 ± 1.4	28.5 ± 18	95.7 ± 1

3.4 Wetland cells

The HRT for wetlands cells varied between 16.61 and 31.09 days in spring with an average value of 23.6 ± 4.13 days. In summer campaigns the values were slightly higher 25.4 ± 3.7 d⁻¹ which range from 22.05 to 34.84 days. This HRT only takes into account the receiving inflow of wastewater. However the real values can be higher because evapotranspiration process will reduce wastewater outflow, increasing contact times and pollutants residual concentrations. Rainfall has the opposite effect, resulting in an increasing flow and reducing the contact times and the concentrations pollutants due to dilution (EPA, 2000; Wallace e Knight, 2006; Kadlec and Wallace, 2009). As can be seen in Figure 2 the precipitation effect in these periods only interfere in wetland hydrology during spring because there was no rainfall in the summer period.

Table 3 shows an increase in the reduction rates during summer for the wetland cells for TSS, COD, BOD and soluble phosphorus. TKN and N-NH₄⁺ removal efficiencies were almost the same in spring and summer.

Duarte *et al.* (2010) pointed out removal efficiencies of 55-97% for TSS, 65-91% for COD and 70-95% for BOD with the study of 20 HSSF CW in Portugal. The removal efficiencies of wetland cell in terms of TSS didn't meet the average removal values, especially during rainfall periods however COD and BOD₅ removal efficiency were higher than those reported by Duarte *et al.* (2010).

Concerning N-NH₄⁺ and N-Kjeldahl, Vymazal and Kröpfelová (2008) referred a reduction rate of 21.1% and 41.5%, respectively in Czech Republic for HSSF planted with *Phragmites australis*. Higher efficiencies were pointed out by Stewart (2005), whose removal efficiency reached 93% in Jamaica, for N-NH₄⁺ also in a HSSF planted with local wild cane (*Gynerium sagittatum*). These efficiencies could be explained by the different meteorological conditions and plant species.

3.4.1 BOD₅ performance indicator

Regarding the organic matter in this study reported as BOD₅, the removal efficiencies in summer were always higher than spring values (Figure 3). The main removal mechanisms that reduce BOD₅ concentrations in wastewater are sedimentation and microbiological degradation (Vymazal, 2003; Wallace and Knight, 2006, Kadlec and Wallace, 2009).

Garfi *et al.* (2012) evaluated the effects of climate and season on contaminant removal efficiency in two HSSF CW in Mediterranean and continental Mediterranean climate region in Spain (Barcelona and León, respectively). The wetland vegetation tested was *Phragmites australis* and led to BOD₅ average removal efficiencies of $78.4\% \pm 4.05$.

In the present study, the BOD₅ removal efficiency achieved 96.9% and 97.6% during spring and summer, respectively. This performance is consistent with the results reported by Akratos and Tsihrintzis (2007), who observed that wastewater temperatures above 15°C lead to a BOD₅ removal of $90\% \pm 3.1$ for 20 days of HRT. In this study the average HRT was higher than 24 days and the wastewater temperatures were always above 22°C. Similar efficiencies were also shown by Hijosa-Valsero *et al.* (2012). The HSSF CW in León for urban wastewaters which used *Phragmites australis* had 93% of removal in the first summer and 87% in the fourth summer.

In a full-scale CW in North central part of the Spain with Mediterranean semi-arid climate studied by Solano *et al.* (2003) showed removal efficiencies of 84% in spring and 93% in summer with an hydraulic surfacing load of 75 mm day⁻¹.

The COD and BOD₅ values for discharge into water body were above the Portuguese standards and European Union legislation (COD 125 mg O₂ L⁻¹ and BOD₅ 25 mg O₂ L⁻¹) in both periods – spring and summer.

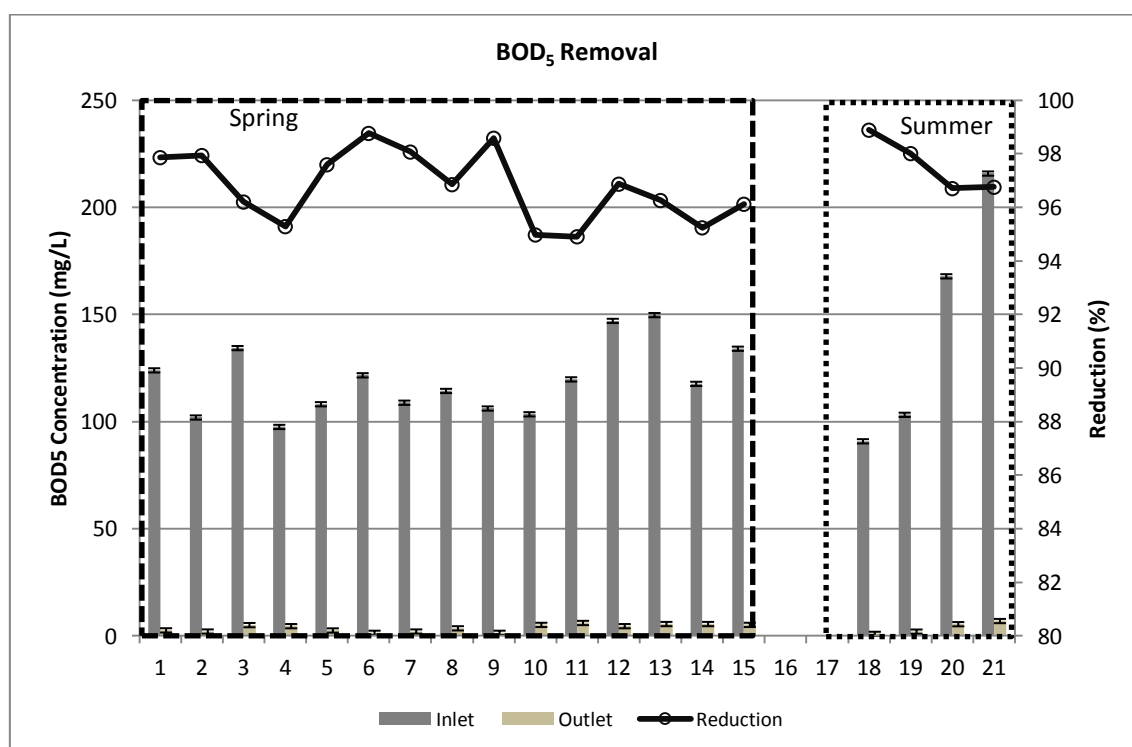


Figure 319 - Average BOD₅ concentrations of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods in HSSF CW at Barroca D'Alva. Average BOD₅ values were determined based on two repetitions. Bars represent standard deviation.

3.4.2 Nitrogen removal efficiency

The main removal mechanisms that reduce nitrogen forms in wastewater are volatilization, nitrification and mineralization (Vymazal, 2003; Wallace and Knight, 2006, Kadlec and Wallace, 2009). The last two just converts the nutrient in another forms and do not remove it from the wastewaters (Vymazal, 2003; Wallace e Knight, 2006; Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Akratos and Tsihrintzis (2007) with a water temperature above 15°C and a HRT of 20 days estimated a removal of $70.5\% \pm 21.2$ for TKN. The rates observed in BDA-CW were significantly higher (Figure 4). The same authors refers that nitrogen and phosphorus removal require longer HRTs, which explain lower reduction efficiencies if compared with organic matter.

Furthermore, Vymazal (2003) indicated that the lack of oxygen available for nitrification limits the nitrogen removal process in the majority of CW since ammonium is the dominant nitrogen species in wastewater.

These better nitrogen removal efficiencies observed could be explained by the higher HRT in addition to higher wastewater temperature verified in BDA-CW.

N-NH_4^+ concentrations on the discharge site were two times lower than the European nitrogen limit for sensitive areas is 15 mg L^{-1} (Blöch, 2005) (Figure 5).

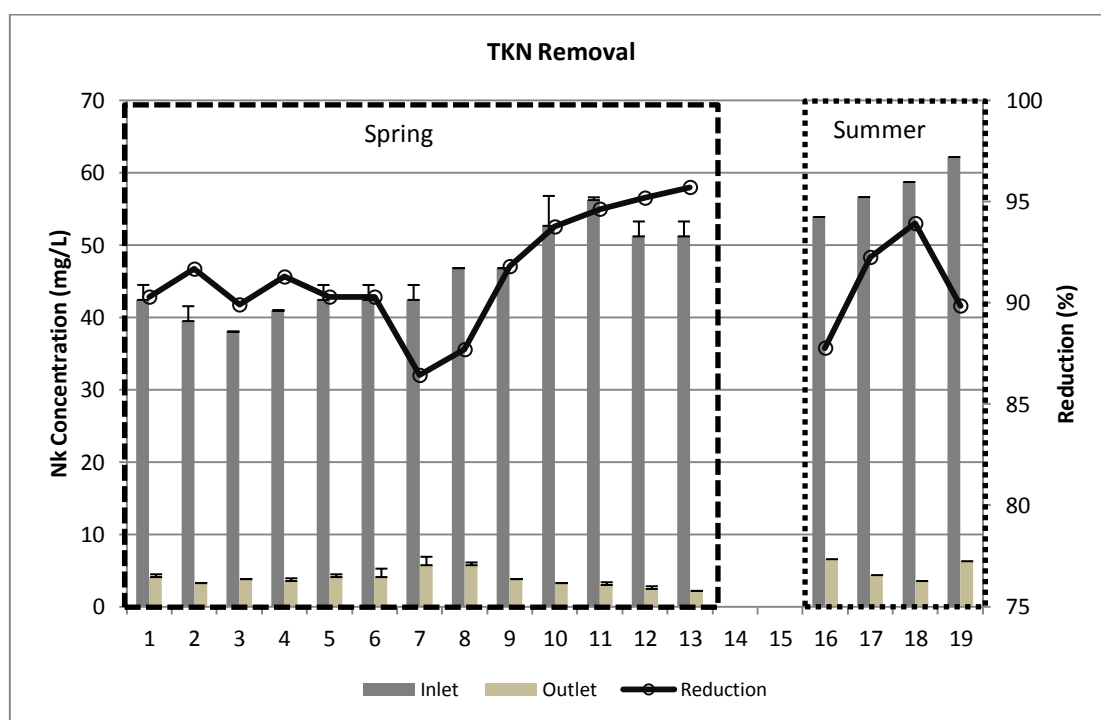


Figure 4 - Average TKN concentration of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods at BDA-CW. Average TKN values were determined based on three repetitions. Bars represent standard deviation.

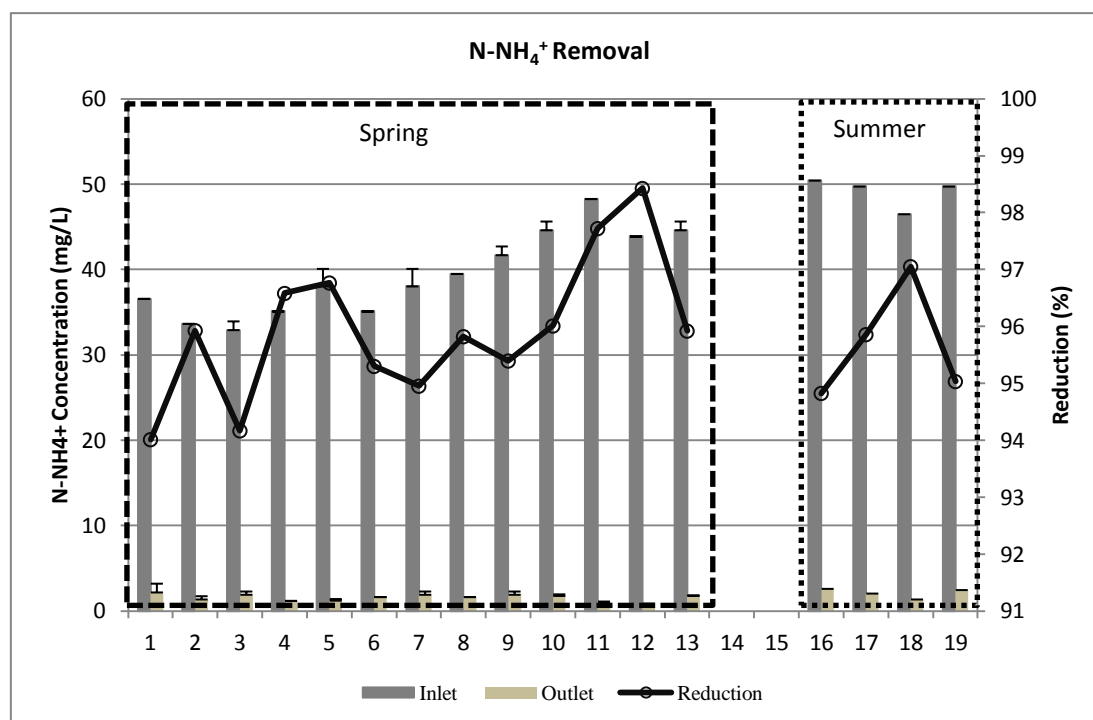


Figure 5 - Average N-NH_4^+ concentration of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods at BDA-CW. Average TKN values were determined based on three repetitions. Bars represent standard deviation.

3.4.3 Phosphorus removal efficiency

The main mechanisms that remove phosphorus from the wastewater in constructed wetlands are adsorption, precipitation and biota uptake. Masi *et al.* (2007) reported that reed can accumulate nutrients as standing stock in the order of $0.01\text{-}0.07 \text{ tons ha}^{-1}$ of phosphorus.

Akratos and Tsihrintzis (2007) pointed out $35.2\% \pm 26.8$ for TP removal and $34.8\% \pm 24.4$ for P-PO_4^{3-} , which showed temperature dependence.

Others studies revealed values around 30-40% for HSSF systems planted with *Phragmites australis* (Vymazal, 2003; 2009a).

According to Metcalf & Eddy (2002) the fraction of soluble phosphorus is approximately 62% of total phosphorus. With this correlation TP removal efficiency in BDA-CW achieved 40 and 50% in spring and summer respectively (Figure 6).

According to European Union the emission limit for total phosphorus is (2.0 mg L^{-1}) considered only in sensitive areas.

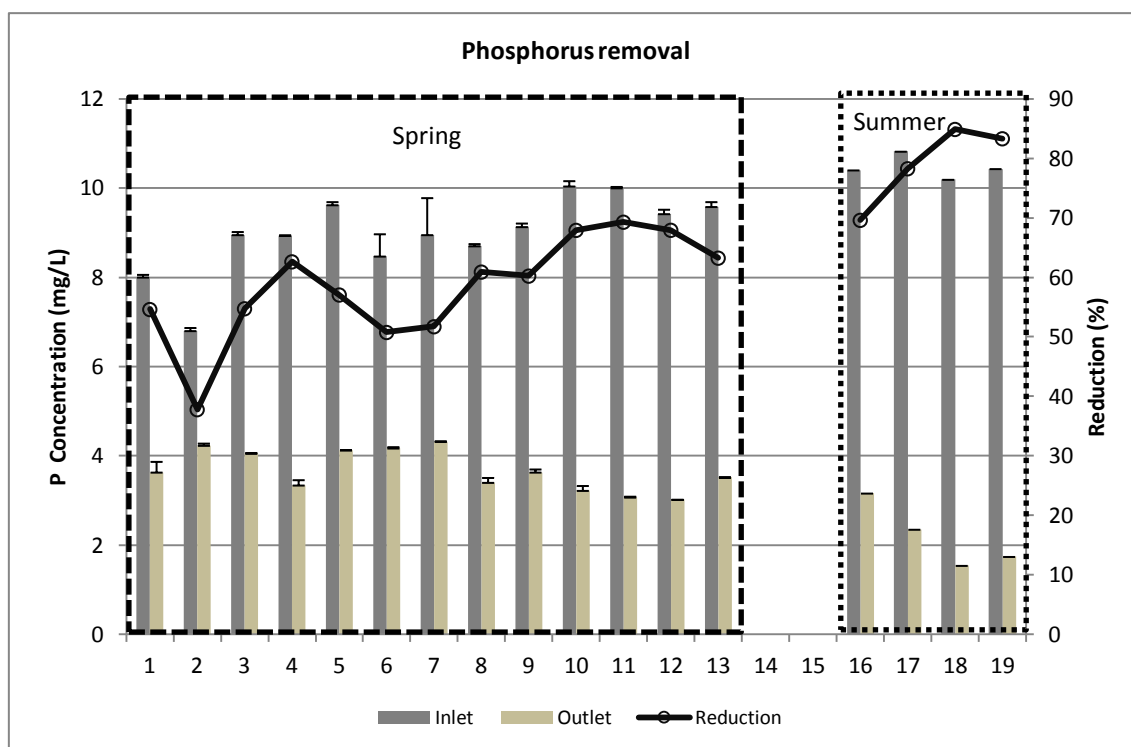


Figure 6- Average soluble phosphorus concentration of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods at BDA-CW. Average soluble phosphorus values were determined based on three repetitions. Bars represent standard deviation.

3.4.4 Pathogenic microorganisms

The main objective of the constructed wetlands treatment systems is not the pathogen removal. Although with combination of several physico-chemical and biological reactions high removal efficiencies can be obtained (Vymzal, 2003).

The main removal mechanisms for pathogen removal are sedimentation, UV degradation (only in free water surface systems), natural die off and predation (Vymzal, 2003; Wallace and Knight, 2006; Kadlec and Wallace, 2009).

Kadlec and Wallace (2009) referred that CW with high fine gravel allow better elimination of microorganisms however it needs larger areas and could have clogging problems. With a survey in the pathogen removal efficiencies it is easy to find removal rates above 90-95 % (Jillson *et al.*, 2001; Vymzal and Kröpfelová, 2008, Kadlec and Wallace, 2009). Stewart (2005) refers fecal coliforms reduction of 4 log (99.99%) in Jamaica.

Solano *et al.* (2003) reported high efficiencies in pathogen removal for 80% in spring and 90% in summer with an hydraulic application rate of 75 mm day⁻¹. During the monitoring plan, the reductions of the pathogen concentrations were about 5 log, for *Escherichia coli* (*E. coli*) and *Enterococcus* in the treated wastewater (Figure 7). In the present study the *E.coli* concentrations have a unique concentration of 55.5 CFU/mL.

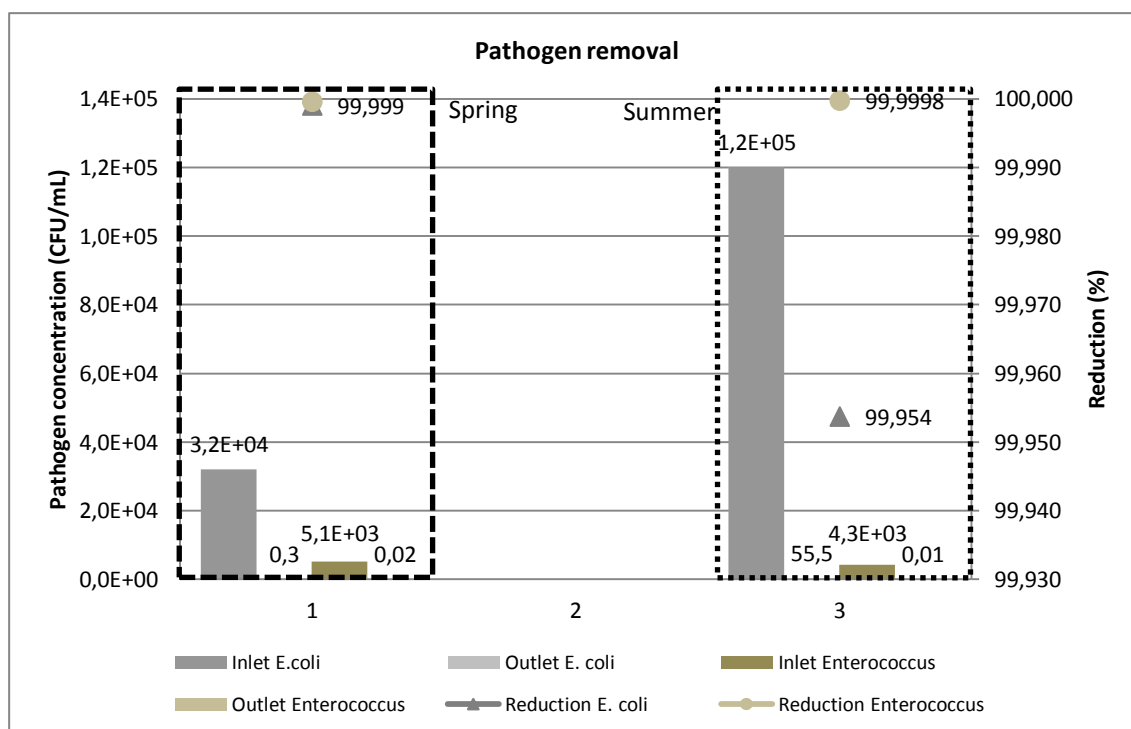


Figure 7- Average *E. coli* and *Enterococcus* concentration of wastewater quality in influent and effluent during spring and summer periods at BDA-CW.

Results are in accordance with Molleda *et al.* (2008) that reported seasonal patterns in removal of pathogen microorganisms namely *E. coli* and others in a constructed wetland. The removal efficiency of this system with respect to the indicator microorganism achieved maximum values in spring of 99.9% for *E. coli* and in summer of 100%. In the overall this CW shows an efficient reduction of the wastewater indicator pathogens.

Valipour *et al.* (2009) reported pathogen reduction values above 99% for HSSF planted with *Phragmites australis* and with an HRT of 18 days. The values obtained in BDA-CW are also in concordance with this study because with the increase of HRT the pathogen reduction will increase to.

3.4.5 Discharge stream

After the treatment of the wastewater in BDA-CW it is released into the nearest stream which is affected by tidal flow due to variations in water height. The stream supports some wildlife namely insects, fishes and aquatic birds and some emergent and fluctuant plant species as *Phragmites australis* and *Eichhornia crassipes*.

The concentration of the pollutants in this stream was 97.54 mg L⁻¹ for TSS, 86.12 ± 0.14 mg O₂ L⁻¹ for COD, 2.69 mg L⁻¹ for soluble phosphorus, 4.66 ± 1.16 mg L⁻¹ for TKN, 2.07 ± 0.97 mg L⁻¹ for N-NH₄⁺. The pH and the EC were 8.29 and 614 µS cm⁻¹ respectively. Concerning microbiological parameters the concentration of *E. coli* and *Enterococcus* were 1.5 CFU/mL and <1 CFU/mL respectively.

COD and TSS concentrations in the stream were higher than the discharged values from CW during spring and summer. For pH, TKN, N-NH₄⁺, soluble phosphorus and pathogen were in the same order of magnitude compared with reported values although EC was lower than spring and summer periods.

These results shows that this stream has practically the same concentrations in few parameters compared with discharge site however the concentrations of COD and TSS are slightly higher.

3.4.6 Age of the system and removal efficiencies

In Catalonia, Vera *et al.* (2011) described and characterized the performance of 11 waste water treatment plants (WWTP) after an initial operating period of 8 years. The removal efficiencies of two CW, in Corbins and Verdu, which were built also in 2001, were about $94.7\% \pm 31$ and $90.6\% \pm 13.8$ for BOD_5 and 61.2 ± 15.6 and 65.4 ± 16.4 for TKN, respectively.

Vymazal (2009b) analyzed the operation of Ondřejov HSSF CW planted with *P. australis* for domestic sewage treatment. This treatment system have been in operation since 1991 and showed consistently high removal rates of $85.7\% \pm 7$ for BOD_5 , $15.2\% \pm 28.8$ for $N-NH_4^+$ and $32\% \pm 27.8$ for TKN.

BDA-CW has been in operation for the last 12 years and shows equal or sometimes higher removal rates in all described values in the literature mentioned before. Regarding the removal efficiencies obtained by Duarte *et al.* (2010) in Portuguese CW designed in the 90's and 20's their performance were higher for organic matter (> 70%), for TSS (> 80%), for P (> 30%) and for N (> 35%) if compared also with literature above.

4. Conclusion

The BDA-CW presents high efficiencies in pollutants removal for TSS, BOD_5 , soluble phosphorus, $N-NH_4^+$, TKN and pathogens. The removal efficiency of septic tank and wetlands increased during summer period.

Concerning the BOD_5 removal efficiency the results were higher than other reported values in spring and summer for BOD_5 (Akratos and Tsihrintzis, 2007; Solano *et al.*, 2003; Garfi *et al.*, 2012; Hijosa-Valsero *et al.*, 2012), for nitrogen (Akratos and Tsihrintzis, 2007), for phosphorus (Vymazal, 2003, 2009b; Akratos and Tsihrintzis, 2007) and for pathogen (Jillson *et al.*, 2001; Vymazal and Kropfelova, 2008; Kadlec and Wallace, 2009, Solano *et al.*, 2003).

The wetland cell HRT was higher than estimated values because evapotranspiration and precipitation were not taking in to consideration. Thus, in periods with no precipitation the evapotranspiration will reduce the inflow and increase the HRT as it occurred in BDA-CW.

The increase of IE in seasonal events was buffered by the CW, not compromising its performance.

In conclusion, this system has high removal efficiencies in wastewater treatment from decentralized rural areas. Its performance after 12 years of implementation, with very low maintenance, shows that the BDA-CW fulfills the requirements to be considerable the most suitable technique for this rural area.

References

- Akratos C, Tsihrintzis V, 2007. Effect of temperature HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 29, 173–191.
- Albuquerque A, Arendacz M, Gajewska M, Obarska-Pempkowiak H, Randerson P, Kowalik P. 2009. Removal of organic matter and nitrogen in an horizontal subsurface flow (HSSF) constructed wetland under transient loads. *Water Science and Technology* 60: 1677-1682.

- APHA (American Public Health Association) 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (21st ed.), Washington DC, USA.
- Blöch H. 2005. European Union legislation on wastewater treatment and nutrients removal. Foundation for Water Research, 8pp.
- Cooper P. 1999. A Review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology* 40: 1–9.
- Duarte A, Canais-Seco T, Peres J A, Bentes I, Pinto J, 2010. Performance Evaluation of Portuguese Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment.
- European Community. 2001 European Community. Guide. Extensive Wastewater Treatment Processes Adapted to Small and Medium Sized Communities (500 to 5000 Population Equivalents. Implementation of Council Directive 91/271 of 21 May 1991 Concerning Urban Wastewater Treatment. International Office for Water, Office of publication of the European Community, Luxembourg, Luxembourg, pp. 44, 2001.
- Environmental Protection Agency (EPA) 2000. Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Ohio. Environmental Protection Agency: National Risk Management Research Laboratory.
- Galvão A, Matos J S. 2012. Response of horizontal sub-surface flow constructed wetlands to sudden organic load changes. *Ecological Engineering*, 49: 123-129.
- Galvão A F, Matos J S, Ferreira F, Correia F N. 2010. Simulating flows in horizontal subsurface flow constructed wetlands operating in Portugal. *Ecological Engineering*, 36: 596–600.
- Galvão A, Matos J, Carreira M, Ferreira F, Antunes S, Castro D, 2009. Small wastewater systems in Portugal: current situation and trends for the future. *Desalination and Water Treatment*, 4: 6-11.
- García J, Aguirre P, Barragán J, Mujeriego R, Matamoros V, Bayona J. 2005. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 25: 405-418.
- Garfi M, Pedescoll A, Bécares E, Hijosa-Valsero M, Sidrach-Cardona R, García J, 2012. Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *Science of Total Environmental*, 437: 61-67.
- Hijosa-Valsero M, Sidrach-Cardona R, Bécares E. 2012. Comparison of inter annual removal variation of various constructed wetland types. *Ecological Engineering*, 57: 216-225.
- Jillson S, Dahab M, Woldt W, Surampalli R, 2001. Pathogen and pathogen indicator removal characteristics in treatment wetlands systems. Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management, 5: 156-160.
- Kadlec R, Knight R, Vyzamal J, Brix H, Cooper P, Harbel R. 2000. Constructed Wetlands for Pollution Control – Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, Scientific and Technical Report Nº 8. IWA Publishing, London, pp 350.
- Kadlec R, Wallace S. 2009. Treatment Wetlands. Boca Raton: CRC Press.
- Masi F, Martinuzzi N, Bresciani R, Giovannelli L, Conte G. 2007. Tolerance to hydraulic and organic load fluctuations in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 56: 39-48.
- Metcalf & Eddy. 2002. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* 4th Edition, McGraw Hill.

- Molleda P, Blanco I, Ansola G, Luis E. 2008. Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. *Ecological Engineering*, 33: 252–257.
- Mulling B, Boomen R, Geest H, Kappelhof J, Admiraal W. 2013. Suspended particle and pathogen peak discharge buffering by a surface-flow constructed wetland. *Water Research*, 43: 1091-1100.
- Shahidian S, Serralheiro R, Serrano J, Teixeira J, Haie N, Santos F. 2012. *Evapotranspiration – Remote sensing and Modeling*. InTech editions, pp 514
- Sharma P, Takashi I, Kato K, Ietsugu H, Tomita K, Nagasawa T. 2013. Effects of load fluctuations on treatment potential of a hybrid sub-surface flow constructed wetland treating milking parlor waste water. *Ecological Engineering*, 57: 216-225.
- Solano M, Soriano P, Ciria M. 2003. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, 87: 109-118.
- Steer D, Fraser L, Boddy J, Seibert B, 2002. Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent. *Ecological Engineering*. 18, 429–440.
- Stewart E. 2005. *Evaluation of Septic Tank and Subsurface Flow Wetland for Jamaican Public School Sewage Treatment*. A report for Master of Science in environmental engineering.
- Valipour A, Raman V, Ghole V. 2009. A new approach in wetland systems for domestic wastewater treatment using *Phragmites* sp. *Ecological Engineering*, 35: 1797-1803.
- Vera I, García J, Sáez K, Moragas L, Vidal G. 2011. Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering*, 37: 364-371.
- Vymazal J. 2003. Removal mechanisms in constructed wetlands. In: Proceedings in 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, ICN, INAG, Lisboa.
- Vymazal J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, 478–490.
- Vymazal J. 2009a. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35: 1-17.
- Vymazal J. 2009b. Horizontal sub-surface flow constructed wetlands Ondřejov and Spálené Poříčí in the Czech Republic – 15 years of operation. *Desalination*, 246: 226-237.
- Vymazal J. 2010. Constructed wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2: 530- 549.
- Vymazal J. Kröpfelová L, 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow. Series of Environmental Pollution 14. Springer, Germany.
- Wallace S, Knight R, 2006. Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems - Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements. London, IWA, Water Environment Research Foundation – WERF.

5. Conclusões e perspectivas para trabalho futuro

A ZHC de Barroca D'Alva apresentou elevadas eficiências na remoção de poluentes como SST, CQO, CBO₅, fósforo solúvel, azoto amoniacal, azoto de kjeldahl e patogénicos.

As concentrações dos parâmetros analisados foram relativamente estáveis nas duas campanhas, primavera e verão, e os valores obtidos são inferiores aos limites legais presentes no Quadro nº 1 do Anexo I do Decreto-lei nº152/97 (25 mg O₂ L⁻¹ para CBO₅, 125 mg L⁻¹ para CQO, 60 mg L⁻¹ para SST) exceto pontualmente para os SST. Esta situação pode dever-se ao arrastamento de matérias constituintes do leito durante a precipitação do dia 8 de Junho de 2013.

As eficiências de remoção na fossa séptica e nos leitos aumentaram do período de primavera para o período de verão. Relativamente às eficiências de remoção verificadas nos leitos, foram mais elevados do que os valores reportados na primavera e no verão para CBO₅ (Akratos e Tsihrintzis, 2007; Solano *et al.* 2003; Garfi *et al.*, 2012; Hijosa-Valsero *et al.*, 2013), para o azoto (Akratos e Tsihrintzis, 2007), para fósforo (Vymazal, 2003, 2009b; Akratos e Tsihrintzis, 2007; Oliveira, 2008) e para patogénicos (Jillson *et al.*, 2001; Vymazal e Kröpfelová, 2008; Kadlec e Wallace, 2009, Solano *et al.* 2003).

O TRH real dos leitos de macrófitas foi mais elevado do que o TRH teórico, pois a precipitação e a evapotranspiração não tinha sido consideradas. Em períodos com precipitação o TRH diminui assim como o tempo de contacto entre o meio e a água residual. Por outro lado, devido à evapotranspiração o volume de água sofre uma redução aumentando assim o tempo de retenção. Em períodos como o verão, em que não ocorre precipitação, a evapotranspiração representa a maior parcela de perda de água, aumentando o TRH e, em casos extremos, pode perder a totalidade do caudal de saída.

O aumento de população nos dias de gravações nos estúdios da herdade de Barroca D'Alva no período de verão (71 HE na primavera e 100 HE no verão) não ultrapassou o valor de 500 HE para o qual a ETAR foi construída, obtendo-se eficiências de tratamento semelhantes em ambos os períodos.

O efluente descarregado, depois de passar pelo tratamento na ZHC de Barroca D'Alva, tem menores concentrações de poluentes do que o paul onde é descarregado tais como SST e CQO.

Em síntese, o sistema de tratamento de herdade de Barroca D'Alva, através de zonas húmidas construídas apresenta elevadas eficiências de remoção o que o torna numa alternativa viável para o tratamento de águas residuais domésticas em locais descentralizados. De salientar ainda que estas eficiências verificam-se depois de 12 anos de funcionamento, sendo elevadas comparadas com as observadas por outros autores (Vymazal, 2009a; Duarte *et al.*, 2010; Vera *et al.*, 2011).

Face aos resultados obtidos e ao papel que as zonas húmidas construídas podem desempenhar no tratamento descentralizado de águas residuais domésticas sugere-se o seguinte trabalho futuro:

- Avaliação dos efeitos sazonais nas eficiências de remoção durante períodos mais frios, como inverno e outono;
- Compreensão dos processos que influenciam o balanço hidráulico de modo a averiguar o efeito da precipitação e da evapotranspiração no TRH e na eficiência de remoção de poluentes;

- Avaliar o efeito ocorrido com o corte da vegetação numa ZHC à escala real em clima mediterrânico.
- Analisar a possível utilização de plantas autóctones para implementação nos leitos de macrófitas, de modo a tratar os efluentes, nomeadamente para *Calystegia sepium*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Albuquerque A, Oliveira J, Semitela S, Amaral L. 2010. Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. *Journal of Environmental Sciences*. Vol 22, N 6, pp 820-825.

Akratos C S, e Tsihrintzis AV. 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. N 29, pp 173-191.

Amado L. 2007. *Sistemas de tratamento de águas residuais por zonas húmidas artificiais em Portugal continental*. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. Coimbra.

APHA, AWWA, WEF. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st ed. L. Clesceri, A. Greenberg e A. Eaton. 20. 1998.

Brix H. 1997. *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* *Water Science and Technology*. Volume 35, N 5, pp 11-17.

Brix H. 2003. *Plants used in constructed wetlands and their functions*. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, ICN, INAG, Lisboa.

Brix H., Schierup H. 1989. *The use of aquatic macrophytes in water pollution control*. *Ambio*. N 1, pp 100-107

Campos Oliveira J. 2007. *Diagnóstico e otimização do tratamento de águas residuais em leitos de macrófitas*. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Engenharia do Ambiente – Ramo de Tratamento de águas e águas residuais, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto.

Canais Seco, M T D H. 2008. *Avaliação de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais domésticas em Portugal: sistemas de fluxo sub-superficial horizontal*. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Tecnologia Ambiental, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real

CE. 2001. *Processos Extensivos de tratamento das Águas Residuais Adaptados a Pequenas e Médias Aglomerações*. Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, Luxemburgo, 44pp

Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Ramsar (Irão), 2 Fevereiro 1971. Tratado das Nações Unidas No. 14583. Alterada pelo protocolo de Paris, 3 Dezembro 1982, e alterada a 28 Maio 1987

Costa M L, Santos M C, Carrapiço F. 2001. Remoção de nutrientes em águas residuais utilizando *Azolla filiculoides*. In Actas da Conferência Ibérica sobre Proteção Ambiental, 149,156. Instituto Piaget, Viseu.

Decreto-Lei N.º 152/97 de 19 de Junho.

Dias S. 1998. *Tratamento de efluentes em zonas húmidas construídas ou leitos de macrófitas*, Boletim de Biotecnologia na Net, N.º 60 - Disponível em <http://www.itqb.unl.pt/~bc/publica/bbnet/julho60/bbiotecn.htm>, acedido a 24 Abril 2013.

Dias V N, Dias S M. 2003. *Constructed wetlands for wastewater treatment: the Portuguese experience*. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, ICN, INAG, Lisboa.

Dias V, Inácio M, Pacheco P, Lopes J, Correia P, Soutinho E. 2000. *Fito-ETAR – Pressupostos Teóricos de Funcionamento e Tipos*. Comunicação apresentada no 10º Encontro Nacional de Saneamento Básico, Lisboa, 2000.

Dias V, Canseiro C, Gomes A, Correia B, Bicho C. 2006. *Constructed Wetlands for wastewater treatment in Portugal: A global review*. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vol I, MAOTDR, IWA.

Duarte A L S, Canais-Seco T, Peres J A, Bentes I, Pinto J. 2010. *Performance evaluation of Portuguese constructed wetlands for municipal wastewater treatment*. WSEAS Press.

E.P.A. Environmental Protection Agency. 2000. *Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. Ohio. Environmental Protection Agency: National Risk Management Research Laboratory.

ETARPLAN S.A. 2000. – Estação de tratamento de águas residuais de Barroca D’Alva. Memória descritiva e justificativa do projeto de licenciamento.

Galvão A F. 2009. *Comportamento Hidráulico e Ambiental de Zonas Húmidas Construídas Para o Tratamento de Águas Residuais*. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior Técnico. Lisboa.

Galvão A, Matos J, Carreira M, Ferreira F. 2009. Small wastewater systems in Portugal: current situation and trends for the future. *Desalination and Water Treatment* 4, pp 6-11.

Garfi M, Pedescoll A, Bécares E, Hijosa-Valsero M, Sidrach-Cardona R, García J. 2012. Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *Science of Total Environmental*, 437: 61-67.

Haberl, R. 2003. *History of the Use of Constructed Wetlands*. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, ICN, INAG, Lisboa.

Hijosa-Valsero M, Sidrach-Cardona R, Bécares E. 2012 Comparison of interannual removal variation of various constructed wetlands types. *Science of Total Environmental* N 430, pp 174-183.

Instituto de Meteorologia, I.P. (IM). 2010. *Boletim Climatológico Anual 2010*.

Jillson S, Dahab M, Woldt W, Surampalli R. 2001. Pathogen and pathogen indicator removal characteristics in treatment wetlands systems. *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management*, 5: 156-160.

Junca de Morais L, Vymazal J, Bartolomeu F, Dias VN. 2003. *Operation, Maintenance and costs of constructed wetlands*. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, ICN, INAG, Lisboa.

Kadlec R H. 2003. *Status of treatment wetlands in North America*. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, ICN, INAG, Lisboa.

Kadlec R H, Wallace S D. 2009. *Treatment wetlands*. 2a ed. Boca Raton, Florida. CRC Press.

Leng, RA. 1999. *Duckweed: A tiny aquatic plant with enormous potential for agriculture and environment*. Publicações FAO, 108 pp.

Mavioso J F. 2010. *Tratamento de águas residuais através de leitos de macrófitas: a influência da vegetação*. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.

Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional (MAOTDR). 2007. Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais II. MAOTDR, Lisboa.

Mburu N, Tebitendwa SM, Bruggen JJA, Rousseau DPL, Lens PNL. 2013. Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: A case study of the Juja sewage treatment works. *Journal of Environmental Management*. Vol 128, pp 220-225.

Mendes A L. 2009. *Fito-ETAR uma eco-tecnologia aplicada ao tratamento de águas residuais: Análise do Comportamento Hidráulico*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.

Moreira, J S A. 1998. *Depuração de sistemas aquáticos com macrófitas*. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Planeamento Regional e Urbano, Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.

Nogueira R, Ferreira I, Janknecht P, Rodríguez J, Oliveira P, Brito A. 2006. *Energy-saving wastewater treatment systems: formulation of cost functions*. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vol I, MAOTDR, IWA.

Oliveira J F. 1995. *A lagunagem em Portugal, Conceitos básicos e aplicações práticas*. 2^a Ed. Edições Universitárias Lusófonas. 516 pp.

Oliveira J M. 2008. *Estudo da Influência do Material de Enchimento na Remoção de Matéria Orgânica, Azoto e Sólidos em Leitos de Macrófitas do Tipo ESSH*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Sanitária, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa. Lisboa.

Oliveira M. 2006. *Utilização de Azolla filiculoides no Estudo Preliminar da Tratabilidade de Efluentes da Indústria Cervejeira*. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

Pavanelli D, Bigi A. 2004. Indirect methods to estimate suspended sediment concentration: reliability and relationship of turbidity and settleable solids. *Biosystems Engineering*, Vol 90, pp 75-83.

Relvão A M. 1999. *Sistemas de Tratamento de Efluentes em Aglomerados Urbanos por Leitos de Macrófitas Emergentes*. 1aEd, Comissão de Coordenação da Região Centro, Ministério do Equipamento, do Planeamento e da Administração do Território. Coimbra

Rousseau D P L, Lesage E, Story A, Vanrolleghem P A, De Pauw N. 2008. Constructed Wetlands for water reclamation. *Desalination*. N 218, pp 181-189.

Rousseau D P L, Vanrolleghem P A, De Pauw, N. 2004. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecological Engineering*. N 23, pp 151-163.

Shahidian S, Serralheiro R, Serrano J, Teixeira J, Haie N, Santos F. 2012. *Evapotranspiration – Remote sensing and Modeling*. InTech editions, pp 514.

Silva N P, Braga J M. 2006a. *Inventory of constructed wetlands in the centre region of Portugal*. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vol I, MAOTDR, IWA.

Silva N P, Braga J M. 2006b. *Construction and maintenance costs of constructed wetlands in the centre of Portugal*. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vol I, MAOTDR, IWA.

Solano ML, Soriano P, Ciria MP. 2003. Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages. *Biosystems Engineering*. Vol 87, N 1, pp 109-118.

UN-HABITAT. 2008. *Constructed Wetlands Manual*. UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme Nepal, Kathmandu, 102pp.

Vera I, García J, Sáez K, Moragas L, Vidal G. 2011. Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering*, 37: 364-371.

Vymazal J. 2003a *Types of Constructed Wetlands*. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, ICN, INAG, Lisboa.

Vymazal J. 2003b. *Sizing of gravel-based constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, ICN, INAG, Lisboa.

Vymazal J. 2003c. *Removal Mechanisms in Constructed wetlands*. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, ICN, INAG, Lisboa.

Vymazal J. 2006. *Constructed Wetlands with emergent macrophytes: From experiments to a high quality treatment technology*. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vol I, MAOTDR, IWA.

Vymazal J. 2009a. Horizontal sub-surface flow constructed wetlands Ondřejov and Spálené Poříčí in the Czech Republic – 15 years of operation. *Desalination*, N 246, pp 226-237.

Vymazal J. 2009b. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*. N 35, pp 1-17.

Vymazal J. 2010. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*. Vol 2, pp 530-549

Vymazal J, Kröpfelová L. 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Czech Republic. *Environmental Pollution* Vol 14, Springer. 579 pp.

Wallace S, Knight R. 2006. *Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements*. Water Environment Research Foundation and IWA Publishing, London, United Kingdom, pp 350, 2006.

ANEXOS

Anexo I - Evolução do ciclo vegetativo na espécie *Phragmites australis* na zona húmida construída de Barroca D'Alva.



22 de janeiro de 2013



8 de fevereiro de 2013



8 de maio de 2013



20 de maio de 2013



1 de junho de 2013



25 de junho de 2013



20 de julho de 2013



19 de setembro de 2013



22 de janeiro de 2013



8 de maio de 2013



20 de maio de 2013



1 de junho de 2013



25 de junho de 2013



20 de julho de 2013



19 de setembro de 2013



22 de janeiro de 2013



8 de maio de 2013



20 de maio de 2013



1 de junho de 2013



25 de junho de 2013



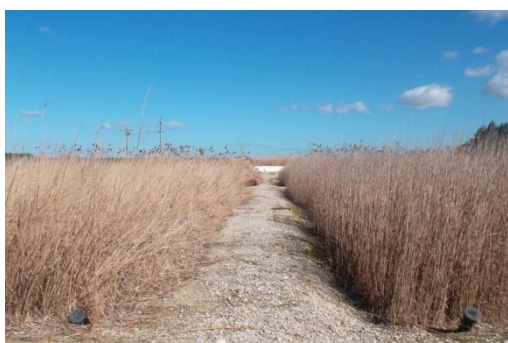
20 de julho de 2013



19 de setembro de 2013



22 de janeiro de 2013



8 de fevereiro de 2013



8 de maio de 2013



20 de maio de 2013



1 de junho de 2013



25 de junho de 2013



20 de julho de 2013



19 de setembro de 2013